SEE FOLLOWING NOTE

VOIR NOTE CI-APRÈS

PARTS OF THE ORIGINAL DOCUMENT ARE OF POOR REPRODUCTIVE QUALITY.

MICROMEDIA LIMITED HAS ATTEMPTED TO PRODUCE THE BEST POSSIBLE COPY.

CERTAINES PARTIES DU DOCUMENT ORIGINAL SONT DE PIÈTRE QUALITÈ DE REPRODUCTION.

MICROMEDIA LTEE A ESSAYEE DE PROCURER LE MEILLEUR EXEMPLAIRE POSSIBLE.

5th CONFERENCE ON TOXIC SUBSTANCES
Montreal, April 1 & 2, 1992

5e COLLOQUE SUR LES SUBSTANCES TOXIQUES
Montreal, les 1 et 2 avril 1992

PROCEEDINGS
COMPTE RENDU

Air & Waste Management Association
Quebec Section
Association pour la Prévention de la Contamination de l'Air et du Sol

Environment Canada
Conservation and Protection

Environnement Canada
Conservation et Protection

Gouvernement du Québec
Ministère de l'Environnement

CSST
Commission de la santé et de la sécurité du travail

COMPTE RENDU

5e Colloque sur les substances toxiques

Les 1 et 2 avril, 1992
Hôtel Reine-Élizabeth
Montréal (Québec)

PROCEEDINGS

5th Conference on Toxic Substances

April 1-2, 1992
Queen Elizabeth Hotel
Montréal, Québec

COMMANDITAIRES

Environnement Canada
Conservation et Protection

Ministère de l'Environnement du Québec

Association pour la prévention de la contamination de l'air et du sol (APCAS)

Commission de la santé et de la sécurité du travail (CSST)

SPONSORS

Environment Canada
Conservation & Protection

Quebec Ministry of Environment

Air & Waste Management Association - Quebec Section

Commission de la santé et de la sécurité du travail (CSST)

92-03805/

AVIS

Les textes et renseignements contenus dans ce compte rendu sont publiés tels qu'ils ont été présentés par les conférenciers. Toutes les déclarations et opinions sont celles des conférenciers; elles ne sont ni approuvées ni rejetées par les organisateurs. La mention demarques de commerce ou de produits commercialisés ne constitue ni une approbation ni une recommandation d'emploi.

NOTICE

The materials and information contained herein are published in the exact form as presented to the sponsors by the conference speakers. Any statements or views presented are totally those of the speakers and are neither condoned nor rejected by the sponsors. Mention of trade names or commercial products does not constitute endorsement or recommendation for use.

©Minister of Supply and Services Canada 1992
Cat. No. En 40-11/4-1992
ISBN 0-662-58905-X

© Ministre des Approvisionnements et Services Canada 1992
N° de cat. En 40-11/4-1992
ISBN 0-662-58905-X

Le Comité organisateur du 5e Colloque sur les substances toxiques aimerait souligner la qualité du travail des conférenciers pour la préparation de leur présentation ainsi que de celui des modérateurs pour leur précieux apport au bon déroulement de la conférence.

The Steering Committee of the 5th Conference on Toxic Substances wishes to record its appreciation of the efforts of the speakers and the panelists for the preparation and delivery of their papers, and to the moderators for guiding panelists and audience during the conference sessions.

Conrad Anctil MENVIQ

Breda Madon ENVIRONNEMENT CANADA

Anne-Marie Carter ENVIRONNEMENT CANADA

Lise Gendron ENVIRONNEMENT CANADA

Francine Perron ENVIRONNEMENT CANADA

Lucie Boisjoly Roche Ltée

Michel Goulet MENVIQ

Gaetan Morin MENVIQ

Marc Baril CSST

Richard Lapointe Alcan

Pour obtenir des exemplaires supplémentaires de ce compte rendu, veuillez communiquer avec:

Additional copies of the Proceedings may be obtained from:

Publications
Protection de l'environnement
Environnement Canada
Ottawa (Ontario)
K1A 0H3
Tél: (819) 953-5921
Fax: (819) 953-9029

Publications
Environmental Protection
Environment Canada
Ottawa, Ontario
K1A 0H3
Tel: (819) 953-5921
Fax: (819) 953-9029

TABLE DES MATIERES / TABLE OF CONTENTS

page

SÉANCE/SESSION I
Approche internationale / International Approach

Harmonisation de la classification chimique Une approche internationale / Harmonization of Chemical Classification an International Approach 1

Michel Gilbert
Organisation mondiale de la santé

Approche stratégique de la protection de l'environnement au Canada / Strategic Approach to Environmental Protection in Canada 33

Anthony Clarke
Environnement Canada

Le rôle de la Communauté européenne pour la protection de la santé humaine vis-à-vis des substances toxiques présentes dans l'air / The European Community Role for Human Health Protection in Regards to Air Toxic Substances 35

Alexandre Berlin
Commission des Communautés Européennes

International Food Safety: Comparison of U.S. and Codex Pesticide Standards / Les standards internationaux de sécurité des aliments: la comparaison des standards des pesticides des E.-U. et de Codex 39

John Oppenheim
U.S. General Accounting Office

SÉANCE/SESSION IIa
Hydrocarbures aromatiques polycycliques / Polycyclic Aromatic Hydrocarbon

Les hydrocarbures aromatiques polycycliques et leurs sources au Canada / Polycyclic Aromatic Hydrocarbons and their Sources in Canada 45

Claude Gonthier
Environnement Canada

TABLE DES MATIERES (suite)
TABLE OF CONTENTS (cont'd)

page

Mesure d'hydrocarbures aromatiques polycycliques dans l'air ambiant au Québec (Canada) / Air Polycyclic Aromatic Hydrocarbon Measurement in Québec (Canada) 47

André Germain
Environnement Canada
Michel Bisson
Ministère de l'Environnement du Québec

Réduction des émissions de HAP des salles de cuves Soderberg à goujons horizontaux / PAH Emissions Reduction Program in Horizontal Stud Soderberg Potrooms 59

René Gariépy, André Proulx et
Rénald Violette
Société d'Electrolyse et de
Chimie Alcan Ltée

Application of Risk Assessment to Point Sources of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons / Application de l'évaluation de risques pour les sources fixes de HAP 75

Robert Willes
CanTox Inc.

The PAH Situation in the United States: A Case Study / Situation des HAP aux États-Unis : une étude de cas 101

Mike Sullivan
ChemRisk

SÉANCE/SESSION IIb
Technologies de traitement des sols contaminés / Contaminated Soil Treatment Technologies

TABLE DES MATIERES (suite)
TABLE OF CONTENTS (cont'd)

page

Case Histories of the Thermal Treatment of Contaminated Soils Using Rotary Kiln and Infrared Incineration / Histoires de cas sur le traitement thermique de sols contaminés *103*

Doug White
Proctor and Redfern Ltd.

Assainissement de sols contaminés aux BPC avec le procédé canadien AOSTRA Taciuk / Clean-up of PCB Contaminated Soil with the Canadian Method AOSTRA Taciuk *105*

Pierre S. Turcotte
ADSUMA Inc.

Traitement de sites contaminés par l'intégration de technologies / Treatment of Contaminated Sites by Adaptation of New Technologies *107*

Diana Mourato
SNC-Lavalin Inc.

Remplacement des réservoirs souterrains: stratégie gouvernementale pour faire face à 50 000 cas de problèmes potentiels / Replacement of Underground Storage Tanks: Governmental Strategy to Cope with 50,000 Potential Site Problems *121*

Michel Beaulieu
Ministère de l'Environnement du Québec

Traitement biologique de sol contaminé par PCP: histoire de cas / Biological Treatment of Contaminated Soil: A Case Study *123*

Benoît Cyr
Biogénie Inc.

SÉANCE/SESSION IIIa
Aspects juridiques et économiques / Legal and Economic Aspects

TABLE DES MATIERES (suite)
TABLE OF CONTENTS (cont'd)

---

page

La protection de l'environnement - une autre mesure de la productivité de l'entreprise / Environmental Protection Another Measure of Business Productivity 135

Georges Mezzetta
Norsk Hydro Canada Inc.

An Evaluation of U.S. Regulation of Reproductive and Developmental Toxicants / Une évaluation des règlements américains des produits toxiques de reproduction et de développement 137

Barbara Chapman
U.S. General Accounting Office

Legal and Economic Aspects to Toxic Substances Regulations / Aspects juridiques et économiques de la réglementation des substances toxiques 145

Michael Cloghesy
Canadian Manufacturers of Chemical Specialties Association

Politique des sols contaminés - impacts juridique et financier sur l'immobilier / Contaminated soil policies - legal and financial impacts on real estate 147

Pierre B. Meunier
Martineau Walker

Politiques en matière de substances toxiques : les conséquences économiques / Economic Consequences of Toxic Substances Policies 149

Richard Marceau
École nationale d'administration publique

TABLE DES MATIERES (suite)
TABLE OF CONTENTS (cont'd)

page

SÉANCE/SESSION IIIb
Solutions pour la gestion des déchets dangereux / Dangerous Wastes Management Solutions

Hazardous Waste Management: an International Perspective / La gestion des déchets dangereux: une perspective internationale 151

R. Whittle
Health and Welfare Canada

Treatment and Destruction of Hazardous Wastes in Portland Cement Kilns / Le traitement et la destruction de déchets dangereux dans les fours à ciment de Portland 169

Eric R. Hansen
Ash Grove Cement Co.

Procédés de traitement de résidus des carcasses d'automobiles ("fluff") / Treatment Processes of Residues from Automobile Carcasses ("fluff") 177

Richard Voyer
Centre de recherche industrielle du Québec (CRIQ)

Le plan d'élimination des BPC dont le Ministère de l'Environnement du Québec a la garde / The PCB Elimination Plan Under the Custody of the Ministère de l'Environnement du Québec 181

Linda Ghanimé
Ministère de l'Environnement du Québec

Le recyclage du cuivre et des métaux à la division Horne de Minéraux Noranda Inc./ Copper and Metal Recycling at the Horne Division of Minéraux Noranda Inc. 191

Alain Bergeron
Minéraux Noranda Inc.

TABLE DES MATIERES (suite)
TABLE OF CONTENTS (cont'd)

---

page

SÉANCE/SESSION IV - PANEL
L'incinération peut-elle être sans danger? /
Is Incineration Safe?

Gaétan Carrier, DSC Maisonneuve-Rosemont 203
Pat Costner, Greenpeace - USA 205
Jack Lauber, New York State Department of Environmental Conservation 211
Bruce Walker, Society to Overcome Pollution 217
Jean Gravel, Biothermica International Inc. 219

SÉANCE D'AFFICHAGE/POSTER SESSION

Mise sur pied d'un réseau de détection de substances toxiques aéroportées dans le but d'évaluer la composante atmosphérique de la contamination chimique du fleuve Saint-Laurent *223*

Jean Tremblay
Environnement Canada

Alternatives on Hazardous Waste Disposal *225*

G.P. Sassano
Concordia University

La surveillance biologique de l'exposition aux hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) *227*

Claude Viau, Odette Blondin, Serge Lamy, Marlène Mercier et Ada Vyskocil
Université de Montréal

Évaluation de l'exposition des travailleurs québécois de l'aluminium aux brais de houille et aux hydrocarbures polycycliques aromatiques polycycliques (HPA) *229*

Jacques Lesage et Claude Ostiguy
Institut de recherche en santé et en sécurité du travail au Québec (IRSST)

TABLE DES MATIERES (suite)
TABLE OF CONTENTS (cont'd)

page

Dégradation en champ de quatre insecticides utilisés en protection du fraisier 231

Charles Vincent et André Bélanger
Agriculture Canada
Domingos de Oliveira
Université de Montréal

Les critères de qualité de l'eau au Québec : définition et application 233

Isabelle Guay
Ministère de l'Environnement du Québec

Modifications du procédé de combustion et d'épuration des gaz à l'incinérateur de la Communauté urbaine de Québec 235

André Giguère
Consortium Roche-Lavalin

Interaction de mélanges de Bacillus thuringiensis et d'azinphosméthyle sur la tordeuse à bandes obliques, Choristoneura rosaceana Harris, (Lepidoptera: Tortricidae) 237

Alain Beaudoin et Jules Brodeur
Université de Montréal
Charles Vincent et Jean-Charles Côté
Agriculture Canada

Modèle Chimiotox 239

Gaétan Duchesneau
Équipe d'intervention Saint-Laurent

Réduction des émissions de HAP et relation avec le B(a)P dans l'air ambiant à l'usine Soderberg à goujons horizontaux, Jonquière (Québec) (1985-1991) 241

Michel Allaire
Société d'Électrolyse et de Chimie Alcan Ltée

TABLE DES MATIERES (suite)
TABLE OF CONTENTS (cont'd)

page

Régénération thermique des sables de fonderie par le procédé Gaz-Contact *243*

M. Benali, C. Guy, J. Chaouki et Z.N. Mao
École Polytechnique de Montréal

Réduction des émissions de COV dans l'industrie du meuble *245*

Michel Bouchard
Centre de recherche industrielle du Québec (CRIQ)

Contrôle des émissions organiques de la fabrication du papier bitume *247*

Jean J. O. Gravel, Gérard Gosselin et Guy Drouin
Biothermica International Inc.

L'importance relative des sources des HAP dans le fleuve Saint-Laurent *249*

Tho Pham, Ken Lum et Claire Lemieux
Centre Saint-Laurent
Environnement Canada

PRÉSERVATION DU BOIS: problèmes de sols contaminés *251*

Pierre Sylvestre et al.
Centre Saint-Laurent

Barème d'effets écotoxiques potentiels (BEEP) : un indice pour évaluer et comparer le potentiel toxique des effluents industriels *253*

Norman Bermingham, Georges Costan et Christian Blaise
Centre Saint-Laurent
Environnement Canada

TABLE DES MATIERES (suite)
TABLE OF CONTENTS (cont'd)

---

page

Mesure de l'activité Oxygénase à Fonction mixte chez le meunier noir mis en cage et exposé <u>in situ</u> à un mélange d'effluents industriels dans le fleuve Saint-Laurent *255*

J. Bureau, Centre Saint-Laurent
A.-M. Prud'homme, Analex Inc.
P. Vasseur, Université de Metz (France)

An Integrated Process for the Treatment of Heavy Metal Contaminated Soils / Un procédé intégré pour le traitement des sols contaminés par des métaux lourds *257*

Derek Hall
Tallon Metal Technologies Inc.

Restauration du dépôt de pneus incendiés de Saint-Amable *261*

François Thériault
Darago, Desbiens, Halles et Associés
Guy Desmarais
Ministère de l'Environnement du Québec

Démarches d'évaluation écotoxicologique applicables en gestion environnementale *263*

Claude Thellen et Louis Martel
Ministère de l'Environnement du Québec

International Programme on Chemical Safety

UNITED NATIONS ENVIRONMENT PROGRAMME
INTERNATIONAL LABOUR ORGANISATION
WORLD HEALTH ORGANISATION

HARMONISATION OF CHEMICAL CLASSIFICATION

AN INTERNATIONAL APPROACH

M. GILBERT [1] and I. OBADIA [2]

[1] World Health Organization
International Programme on Chemical Safety

[2] International Labour Organization
International Occupational Safety and Health Information

The issue of this document does not constitute formal publication. It should not be reviewed, abstracted or quoted without the written permission of the Manager, International Programme on Chemical Safety, WHO, Geneva, Switzerland.

TABLE OF CONTENTS

FOREWORD

BACKGROUND

SUMMARY

I. THE HARMONIZATION ISSUES

1. **INTRODUCTION**
2. **ISSUES**
3. **BENEFITS**

II. OVERVIEW OF EXISTING SYSTEMS

4. **INTERNATIONAL SYSTEMS**
5. **REGIONAL and NATIONAL SYSTEMS**

III. COMPARATIVE ANALYSIS

6. **ESSENTIAL ELEMENTS OF A CLASSIFICATION AND LABELLING SYSTEM**
7. **SELECTION OF EXISTING SYSTEMS FOR COMPARISON**
8. **ELEMENTAL ANALYSIS OF FOUR SELECTED SYSTEMS**

IV. SIZE OF THE TASK OF HARMONISATION

9. **SIZE OF THE TASK OF HARMONISATION**
10. **POSSIBLE DEVELOPMENTS TOWARDS HARMONISATION**

ANNEXES

I. Comparative tables
II. Selected references
III. Abbreviations and acronyms

FOREWORD

This paper deals with the conceptual and structural issues related to the task of harmonising chemical classification taking into account existing systems. The descriptive sections are included only to illustrate some of the issues. In the following text, the term "chemicals" refers both to pure substances and to mixtures of substances. It is understood that harmonization of 'classification' is the first priority with regard to harmonization of 'classification and labelling'. The labelling issue is not specifically addressed in this paper.

Other comparative studies of existing classification and labelling systems have already been performed by some national and international organisations. In particular, the International Register of Potentially Toxic Chemicals (IRPTC) of the United Nations Environment Programme (UNEP) has prepared but not yet published a comprehensive and detailed "International Survey of Classification Systems for Chemicals based on their Toxicity and Hazards". Similarly the CEC has published a concise and informative report titled "A proposal for the harmonisation of classification schemes for chemicals" addressing specifically acute toxicity and the environment.

BACKGROUND

Classification of Chemicals is an issue with a long history in the United Nations system.

The involvement of the International Labour Organisation (ILO) in the field of classification and labelling of chemicals can be traced back as early as 1952 when two Resolutions (Nos. 22 and 23) called on its Chemical Industries Committee to study the classification and labelling of dangerous substances. The result of this work was a proposed classification system consisting of five classes and corresponding danger symbols in 1955 [1].

Meanwhile in 1953 the United Nations Economic and Social Council (ECOSOC) created the UN Committee of Experts on the Transport of Dangerous Goods (UN CETDG). The first meeting of the Committee led to the creation of a classification system consisting of eight main classes and five danger symbols similar to those of the ILO.

Later, the ILO square symbols found their way in the Council Directive 67/548/EEC of the European Communities on the approximation of laws, regulations and administrative provisions relating to the classification, packaging and labelling of dangerous substances. Moreover the diamond shape labels of the UN were incorporated in the first published text of the Recommendations prepared by the CETDG in 1956.

Subsequent years saw the adoption of the UN Recommendations on the Transport of Dangerous Goods (RTDG) by most of the UN member States and their inclusion in national transport legislation and the elaboration of a number of national regulations aimed at protecting consumers and the workplace.

Through the adoption in 1989 and 1990 of various Resolution, Convention and Recommendation, member States have given the ILO a mandate to undertake, within the framework of the International Programme on Chemical Safety (IPCS), jointly operated by the UNEP, the ILO and the World Health Organization (WHO), and in consultation with other concerned bodies, actions in support of the process of harmonising existing classification and labelling systems.

The IPCS has been deeply involved in the preparatory work for the United Nations Conference on Environment and Development (UNCED), Brasilia, June 1992 by providing input toward the identification of key issues related to an environmentally sound management of toxic chemicals and toxic wastes.

The joint meeting of the Chemicals Group and Management Committee of the Organization for Economic Cooperation and Development (OECD) endorsed on 20 November 1991 the participation of the OECD in international ongoing and future harmonisation activities, particularly those initiated by the IPCS.

---

[1]. International Labour Organisation, Report III of the Chemical Industries Committee Fourth Session, Geneva 1955, Problems of Safety and Hygiene in the Chemical Industries.

SUMMARY

The International Labour Office has carried out in 1991 a comparative study of the major existing systems of classification and labelling for the use of hazardous chemicals at work and evaluated the magnitude of the task of harmonising them. A report was issued and was further reviewed by a consultation of experts in November 1991.

Four major systems were identified among the existing systems and selected for comparison based on international impact, use-pattern coverage and established experience in application:

(i) The United Nations Recommendations on the Transport of Dangerous Goods (UN RTDG);

(ii) the 12th adaptation to technical progress of the European Communities Council Directive 67/548/EEC on the approximation of laws, regulations and administrative provisions relating to the classification, packaging and labelling of dangerous substances (Commission directive 91/325/EEC of 1 March 1991;

(iii) the combined system Toxic substances Control Act/Hazard Communication Rule in the USA (EPA TSCA/OSHA HCS);

(iv) the combined system Workplace Hazardous Materials Information System/Canadian Environmental Protection Act in Canada (WHMIS/CEPA).

A major difference, both in structure and purpose, was observed between the transport-oriented UN RTDG and the three use-oriented systems (USA, Canada, EC). The UN RTDG classification is based on acute toxicity and physical hazard criteria while the other three take account of both short and long term toxic effects. In addition the UN RTDG differs with the three other systems in the areas of terminology and interpretation of test data; areas of significant similarity were identified with regard to hazard categories, testing methodology and hazard symbols. Within the three use-oriented systems, significant similarities were identified in the definition of hazard categories, testing methodology, hazard symbols, and the definition of data elements in chemical safety data sheets. Both the US and Canadian systems were strongly oriented toward worker protection while the EC system was more specifically trade oriented. Other significant differences were observed with regard to the degree of coverage of the different use-patterns (workplace, market, environment), acute and chronic toxicity classification criteria and terminology.

There are two possible outcomes of a harmonisation process:

(i) a completely new international classification and labelling system with new criteria and labels which would supersede completely all the existing systems at a given time;

(ii) or a stepwise harmonisation of existing systems by building a common theoretical and methodological basis which would allow an adaptation of the outputs to the different use-patterns covered by each system.

For several reasons, including prohibitive development costs, the second alternative seems to be the most reasonable and feasible approach at an international level.

In the course of the on-going preparatory meetings of the June 1992 United Nations Conference on Environment and Development (UNCED), a "life cycle" or "cradle-to-grave" approach has emerged as the suitable path for achieving an environmentally sound management of toxic chemicals, of which classification and labelling is one major element. This means that a harmonised system of classification and labelling should cover all the use-patterns related to chemicals i.e. transport, workplace, market and environment.

In order to be successful, the process of harmonisation should be the result of cooperation between a number of interested international, regional and national bodies. In order to take advantage of existing inter-agency cooperative structures, the process of harmonisation will be carried out under the umbrella of the joint ILO/UNEP/WHO International Programme on Chemical Safety (IPCS).

Since classification and labelling of hazardous chemicals is an integral part of the more global process of chemical risk assessment and management, this activity will have to take into account the recommendations of UNCED in the area of possible structures to achieve environmentally sound management of toxic chemicals. In particular, the possible support given by UNCED, during the meeting in June 1992, to the set up of an "Intergovernmental Mechanism for Chemical Risk Assessment and Management" will be paramount.

In order that the process of harmonisation starts building on a sound basis, a number of actions has been identified:

(i) the set-up of an IPCS Coordinating Committee for the Harmonization of Classification of Chemicals. The tasks of the Committee would be to oversee the work of harmonisation and to ensure collaboration with other national, regional and international bodies interested in furthering harmonisation of existing classification and labelling systems. Such a group should include the involved UN agencies (UNEP, UN TDG, ILO, WHO and FAO) and the OECD. It should establish very strong links with other interested bodies;

(ii) the definition by the Committee of a common set of hazard categories which could form the first basis for future work. For this initial task, the list of hazard categories in Table 1 of Annex I could serve as starting point for discussion.

(iii) the development by the coordinating committee of a workplan which will include priorities, work assignments, and a timetable for completion;

I. THE HARMONIZATION ISSUES

1. INTRODUCTION

The production and use of chemicals are fundamental factors in the economic development of all countries, whether they are industrialised or developing. Chemicals affect directly or indirectly the lives of all humans because they are essential, among other areas, to their feeding (fertilisers, pesticides, food additives, packaging), their health (pharmaceuticals, prosthetics) or their well being (appliances, fuels, etc.).

The presence of chemicals in all economic sectors has resulted at the national level in the elaboration of sector-specific regulations (transport, industry, environment, health, agriculture, commerce, consumer products and labour). The increasing recognition of the potentially catastrophic dimension of an unsafe use of chemicals, regardless of economic sector boundaries, is leading to a global approach to the management of risks related to the use of chemicals, i.e. the establishment of control mechanisms covering the full life cycle of chemicals.

As for any technology, the ways in which chemicals are used dictate the degree to which their effects will be more beneficial than harmful to man. The most essential step leading to safe use of chemicals is that knowledge related to their identity, their health and environmental hazards and the means to control them, be readily available at a reasonable cost, preferably before they are put on the market. Furthermore, the information on the chemical hazards and the corresponding protective measures must be conveyed to users in a form that is easy to understand, particularly to non specialists.

In the context of chemical safety, hazard classification and labelling processes, including provisions for the dissemination of specific safety and health information, are essential interface between risk and hazard assessment and risk management. The degree of hazard posed by each chemical to human health and the environment can then be recognised easily and unequivocally, the correct preventive actions be taken, and safe use achieved.

Only a few significant classification and labelling systems, each addressing specific use patterns and groups of chemicals, exist already at the national, regional and international levels. Their harmonisation, providing all countries with a common basis for classification and hazard communication, would improve greatly the worldwide exchange of knowledge on chemical safety and simplify international chemical trade.

Conceptually, such a harmonisation process could follow two possible approaches:

(i) the elaboration and establishment at once at a given time of a new unified international system with new criteria for classification and labelling, or

(ii) the progressive elaboration of a scheme under which certain elements of each of the existing systems are modified so that they use a common hazard assessment methodology and terminology. The latter would allow outputs such as labels and data sheets to be adapted to the different use-patterns.

2. ISSUES

2.1. Knowledge issues

In order to make scientific and technical information useable for the elaboration of any decision-making and control tools, it must be generated, collected, validated, organised and disseminated in a coherent manner. In the case of the safe use of chemicals, this means the acquisition at an adequate rate, of knowledge on the hazardous properties of chemicals and the corresponding preventive and control techniques. A vast amount of information is already available but it is more than often dispersed, redundant and difficult to access. Efficient searching of this expanding scientific information and retrieval of pertinent data require costly equipment and information science expertise. Few developing countries have the necessary economic resources, tools and trained personnel to have access to the technical information they need in their decision-making processes.

Despite significant efforts in data acquisition, evaluation and organisation by the different specialised bodies, there is still a lack of coordination of these efforts, particularly in the standardisation of assessment protocols and methods and interpretation of data which results very often in unnecessary duplication and waste of resources. The existence of only a small number of classification systems already may be a fortunate factor in organising the flow of information.

2.2. Economic issues

Because of the lack of harmonisation of hazard classification and labelling, both at the national and international levels, manufacturers, importers or suppliers must register and label their chemicals several times so that their goods comply with different rules for different markets. The result is an increase in cost and a significant barrier to international trade.

The cost of assessing the intrinsic hazardous properties of a new chemical may in some cases be very high; proper assessment requires complex and extensive scientific facilities and expertise. If exposure measurement and control techniques and equipment are included, the total cost can easily reach a few millions of US dollars for one single chemical. Although a number of countries have the technological means to assess new chemicals and therefore generate new knowledge, the available economic resources devoted to the task are still relatively limited and all effort should be made to avoid duplication of work. Even the tasks of reviewing established evaluations and designing a classification system represent also a very significant cost at national levels. Today, scientific and technical knowledge in general is regarded as a commercial commodity. The value-adding process of organising this knowledge into easily searchable computer data bases has increased overall cost significantly. Most developing countries are at a very serious disadvantage in all these areas.

2.3. Use of animals for laboratory testing

There is increasing pressure worldwide to eliminate or reduce drastically the use of animals for testing the toxic effects of chemicals by validating a number of alternate methods and reducing unnecessary duplication of research. The cost of research to support the validity of these new methods is also an obstacle to change.

2.4. Coordination of existing activities

Although several international and regional organisations are engaged in what could be termed as "pro-harmonisation" chemical hazard assessment activities, the level of co-ordination between them needs to be improved significantly. Moreover, there is no international structure set up to monitor these activities.

3. BENEFITS

Harmonisation of chemical classification and labelling systems would have a beneficial impact on chemical trade, on the exchange of information related to chemicals, on the cost of risk assessment and management of chemicals and ultimately on the protection of the public, workers and the environment.

The immediately identifiable benefits are:

(a) facilitation of international trade by standardising hazard communication terminology and symbols and making the terminology easier to translate into the end user's language, and minimising the need for multiple pre-market or preregistration and relabelling;

(b) facilitation of the entry of developing countries into risk management activities through participation in the harmonisation process and reduction of the cost of creating new chemical risk assessment and management programmes for countries without one;

(c) facilitation of training in the area of chemical safety, particularly in developing countries, by standardising hazard communication tools and terminology;

(d) facilitation of the process of prioritising chemicals for regulatory or testing purposes;

(e) reduction of the cost of acquiring, organising and disseminating knowledge related to the hazardous properties of chemicals and the technical means to control them;

(f) reduction of use of animals for testing purposes by better definition of testing protocols, elimination of unnecessary duplication by better coordination of testing programmes and increased acceptance of alternative methods;

(g) improved level of compliance of imported products with requirements of the importing country, and thus lessening the need for inspection and enforcement activity vis-à-vis import;

(h) improved compatibility between transport and use oriented classification and labelling systems.

II. OVERVIEW OF EXISTING SYSTEMS

The fundamental differences of purpose and field of application of existing systems of classification and labelling can be categorised in two ways:

(i) the first one takes account of the acute or long-term toxicity basis of the systems; the UN RTDG and the WHO classification of pesticides are based on acute toxicity, whereas the IARC classification of carcinogens takes account of long term toxic effects only. On the other hand, the Basel convention on hazardous wastes and the EC, US and Canadian systems are based on both acute and long term toxic effects;

(ii) the second fundamental difference is that between "movement-oriented" systems (transport, handling, storage, distribution) and "use-oriented" systems (manufacture, processing, use, consumption, etc.). The UN Recommendations on the Transport of Dangerous Goods is the most representative of movement-oriented systems.

4. INTERNATIONAL SYSTEMS

4.1. The United Nations Recommendations on the Transport of Dangerous Goods

In most of the countries studied, the classification categories or criteria used are an extended or modified adaptation of the UN Recommendations on the Transport of Dangerous Goods (RTDG). Originally the objective was to prevent dangerous goods from causing acute injury to persons (workers or the general public) or damage to other goods or to the means of transport employed (aircraft, vessel, railcar or vehicle). Recently the system has been extended to take account of asbestos and of environmentally hazardous substances.

The RTDG are clearly relevant for the protection of transport workers such as air-crew, mariners and the crews of trains and road vehicles. In many countries they have been incorporated in legislation for the protection of dock workers. Parts of the system, for example the recommendations on explosives, have been adapted to regional and national regulations for the workplace generally including manufacturing and storage. Other UN organisations concerned with transport (IMO, ICAO, ECE) have adopted variants of the RTDG for obvious reasons. UNEP aligned its list of hazardous characteristics of wastes in the Basel Convention with the RTDG classes and prescribed that the RTDG Proper Shipping Name and UN Number must be provided for trans-frontier movements. Conversely the RTDG use the WHO/FAO system of classification of pesticides.

The classification criteria and testing methods elaborated by the RTDG reflect the focus of the system on acute hazards. The tests are mainly concerned with evaluation of physical properties related to stability of goods during transport. Another area specified by the RTDG and which may not be covered as comprehensively by other systems is the packaging of goods for the purpose of transport.

4.2. Basel Convention on the Control of Transboundary Movement of Hazardous Wastes

Adopted in 1989, this UNEP Convention is expected to reach full ratification and therefore entry into force before 1993. The Convention's Annexes define 47 categories of wastes, including domestic wastes and a hazard classification which parallels that of the UN RTDG but with a significant difference, namely the addition of three categories reflecting more specifically the nature of toxic wastes (chronic toxicity, liberation of toxic gases from interaction of wastes with air or water and capacity of wastes to yield secondary toxic material after disposal).

4.3. WHO Recommended Classification of Pesticides by Hazard

This Classification was first issued in 1975 by WHO and updated subsequently on a regular basis by the IPCS with input from the FAO. It consists of one hazard category and therefore classification criterion - acute toxicity - divided in four classification levels based on LD_{50} (rat, oral and dermal values for liquid and solid forms) and ranging from extremely to slightly hazardous. The 1990-91 update contains a guide to classification which includes a comprehensive procedure and a list of classified pesticides. This classification is supported by another document, the FAO International Code of Conduct on the Distribution and Use of Pesticides. Although it is only a recommendation, this classification is applied most widely in developing countries where it is often included into the pertinent national legislation.

4.4. Classification of the International Agency for Research on Cancer (IARC)

On the basis of the available published scientific data, IARC working groups evaluate the carcinogenic properties of chemical compounds, agents, processes or mixtures to classify them into five categories or groups (1, 2A, 2B, 3, 4) depending on the combined evidence of carcinogenicity in humans and animals or the lack of it. The IARC classification is recognised by a large number of countries. However, the fact that only reports that have been published or accepted for publication in the openly available scientific literature are reviewed by the IARC working groups has led some countries to use their own classification systems based on the review of both published and unpublished data.

5. REGIONAL AND NATIONAL SYSTEMS

5.1. European Communities

The EC Council Directive 67/548/EEC, as amended over time to adapt it to technical and scientific progress, has been now in application for over two decades and has harmonised the pertinent legislation of 12 countries. It has evolved into a comprehensive system which include an inventory of existing chemicals, a notification procedure for new chemicals prior to marketing, a set of hazard categories, a set of classification criteria for each category, a hazard communication system including labelling with codified risk and safety phrases and hazard symbols. A set of classification criteria for the environment has also been developed. Chemical preparations (mixtures of chemicals) are regulated by Council Directive 88/379/EEC).

The Directives regulate chemicals placed on the market with the aim of protecting man and the environment. The Community is presently developing an extension to the system specifically addressed to the workplace.

5.2. Canada

The Workplace Hazardous Materials Information System (WHMIS) was implemented in 1988 by a combination of federal and provincial legislation designed to enforce the transfer of information about hazardous materials from producers, suppliers and importers to employers and in turn to workers. It applies to all industries and workplace in Canada. WHMIS is a communication system aimed principally at industrial chemicals and composed of three inter-related hazard communication elements: labels, chemical safety data sheets and worker education programmes. Some hazardous materials (e.g. pesticides, explosives, radioactive materials, etc.) are exempted from WHMIS which is similar to the CEC system exemptions in Article 3 of Council Directive 88/379/EEC (wastes, pesticides, explosives, cosmetics, etc.) as well as the approach taken by the USA.

5.3 USA

In the legislative framework for the control of chemicals in the USA two regulations have a direct or significant impact on the use of hazardous chemicals at work. The Hazard Communication Rule (29 CFR part 1910.1200) administered by the US OSHA under the 1970 Occupational Safety and Health Act is a workplace-oriented binding regulation which refers to other existing laws. Its main purpose is to ensure that hazards of all chemicals produced or imported are evaluated and that information concerning these hazards is transmitted to employers and to workers by means of comprehensive hazard communication programmes including labelling and other forms of warning, chemical safety data sheets and training. Again it applies only to chemicals not covered by other existing regulations. Label and data sheet minimum contents are defined but the use of hazard symbols is not mandatory. Chemicals inventory and premanufacture notification are covered by the Toxic Substances Control Act (TSCA) administered by the Environmental Protection Agency.

5.4 Other countries

In addition to the 12 EC countries, the Nordic countries have adopted the same system but with significant modifications concerning carcinogens and mixtures of substances. Australia has published for public discussion and future adoption a classification system which in effect amalgamates Directive 67/548/EEC with parts of the UN RTDG. Hong Kong has also adopted the EC system and Thailand is considering doing the same. To the exception of Switzerland, the countries in the European Free Trade Association (EFTA) follow the EC system to a large degree, with some significant differences such as the use of 4 hazard categories in the Swedish system. In addition, several Central and Eastern European countries are showing strong interest in an eventual adoption of this model. This represents close to 30 countries using or considering the adoption of a system based on Council Directive 67/548/EEC.

III. COMPARATIVE ANALYSIS

6. ESSENTIAL ELEMENTS OF A CHEMICALS CONTROL SYSTEM

As an effective interface between chemical risk assessment and risk management, a classification and labelling system for the safe use of chemicals should provide handlers and users of chemicals with the appropriate hazard identification and related safety information. This information should be easily understandable and should contain only the needed data. It is not essential that, at the national level, all the elements are governed by a single law. An efficient inter-regulatory co-ordination mechanism would be sufficient. In the same light, an internationally harmonised chemical classification scheme could have different outputs (labels and data sheets) specifically suited for transport or use but be based on a common approach to hazard assessment, data interpretation and hazard communication. One essential underlying principle should be that manufacturers or suppliers should be responsible for appropriate classification, appropriate labels and other hazard information documents according to the appropriate legal requirements.

While classification and its underlying risk assessment process are the basis for chemical control, a number of other control elements are required for achieving adequate safe use of chemicals.

Such a system should at least include the following elements:

6.1. Chemical inventory and notification scheme

This should consist of a computerised master or consolidated list of existing chemicals, including mixtures of chemicals, with appropriate names and identification numbers, and a "new chemical" notification system including a reporting form defining the data required, a reporting file preparation procedure, and a list of recognised data sources. The notification process should be carried out by manufacturers, importers or suppliers.

6.2. Classification mechanism

It should include:

(i) a list of defined hazard categories;
(ii) a set of classification criteria for each category;
(iii) a set of internationally recognised tests for each criterion;
(iv) a set of defined risk and safety phrases related to the different classes with a procedure for selecting these phrases according to classification;
(iv) a set of universal graphic symbols representing each hazard category and a procedure for combining symbols and phrases to reflect adequately the hazard class of the chemical.

6.3. Hazard communication elements

They should be made of a labelling system including the definition of the format and minimum contents of the label (name, symbol(s), safety and risk phrases); and of chemical safety data sheets including defined headings, standardised phraseology based on the classification criteria and the corresponding risk and safety phrases. A set of guidelines for the training of workers in the recognition of hazard symbols, meaning of risk and safety phrases and use of chemical safety data sheet information should also be part of hazard communication.

7. SELECTION OF EXISTING SYSTEMS FOR COMPARISON

The UN RTDG can be considered as the "ancestor" of all the existing classification systems which, to a large extent, have all included parts of it in some form or another. Although it was not specifically designed for application within the workplace, one must recognise that transport carriers (trucks, ships, airplanes, railcars and related loading and unloading terminals) are workplace of their own. It is therefore understandable that the RTDG have been adopted in many countries for the labelling of chemicals within specific workplace, particularly in developing countries. The percentage of the world workforce engaged in the transport and handling of dangerous goods is significant, hence the importance of taking account of the RTDG in the process of harmonisation.

An important observation resulting from the survey is the rapidly increasing endorsement of the CEC system by a significant number of countries, including both industrialised and developing countries. What is also significant is the on-going or projected extension of the system, originally designed for market use, to the workplace. Given the present political and economic trends, the adoption within a foreseeable future of the EC system by most/all European countries as chemical risk management tool for the market, the workplace and the environment, seems a reasonable assumption. The CEC classification system is therefore another model which would have to play an important role in the process of harmonisation.

In the US system, all the needed elements for classification and labelling exist but are governed by separate regulations and procedures. In order to establish compatibility between the different jurisdictions, OSHA and EPA are now undertaking joint coordination and programme activities. Certain important aspects of the US system, particularly the OSHA's Hazard Communication Standard (HCS), which is a performance oriented system specifically aimed at the workplace, and the TSCA pre-manufacture reporting procedures would also have to play a major role in the process of harmonisation. In particular, the system's provisions for worker information, training and right-to-know as well as for the protection of confidentiality of business information are important elements which would have to be considered in the course of harmonisation.

On a strictly technical basis, the Canadian WHMIS is the first comprehensive system of those in use so far which was specifically designed for the workplace right from the beginning and where a significant degree of compatibility with the national transport of dangerous goods system has been sought and for which a linkage with a projected notification system is being considered. Its mechanism related to the control of confidentiality (trade secrets) and other solutions it proposes make it also a very valuable example in the search of mechanisms leading to harmonisation.

The four systems mentioned above can be considered as the most representative of the existing classification systems in terms of international transport, trade, workplace and environmental impact and established use experience. They have also the advantage of a relatively common conceptual basis and can lend themselves to a more meaningful analysis of their similarities and differences. Each of them covers in some way one or more "phases" of the life cycle of chemicals. The UN RTDG cover only transport while the other three systems cover directly or indirectly market, workplace and environment.

8. ELEMENTAL ANALYSIS OF THE FOUR SELECTED SYSTEMS

8.1. Hazard categories

Table 1 in Annex I provides a comparison of the hazard categories used by a number of existing systems in relation to the categories defined in ILO Recommendation concerning the safe use of chemicals at work. The EC and US systems have practically the same hazard categories. The Canadian WHMIS differs only by the addition of a "compressed gas" category conform to transport regulations. The UN RTDG categories are restricted to hazards with immediate consequences whereas the other three systems include the concept of long term toxic effects. The WHMIS system provides the most elaborate classification for chronic toxic effects. Overall, the similarities between to four systems are significant.

8.2. Testing methods

In the case of the UN RTDG, the testing methods for the different categories are defined in the Tests and Criteria section of the Recommendations on the Transport of Dangerous Goods (7th ed. 1991). They originate from either the UN or the member States, mainly those of the OECD or the EC. Amendments or new tests are proposed by individual countries and amended, adopted or rejected during the regular meetings of the UN Committee of Experts on TDG.

Annex V of EC Directive 67/548/EEC sets out methods for the determination of physicochemical, toxicological and ecotoxicological properties. The methods are based on those recognised and recommended by competent international bodies, in particular the OECD Guidelines for the Testing of Chemicals. Other methods such as those of the ISO, ASTM, DIN, BSI, JIS, ANSI, etc. are referred to for the determination of physico-chemical properties.

Appendix C to paragraph 1910.1200 of the US OSHA HCS provides a list of available data sources which manufacturers, importers or employers can consult to carry out the required hazard evaluations. Testing methods are not specified but are expected to be those accepted by the scientific community. Under TSCA, testing prior to premanufacture notification is not generally required. However, if testing has been conducted on new chemicals, the data (including a description of the testing protocol) must be submitted with the notification. Based on premanufacture review, EPA frequently requires manufacturers of new chemicals to test for specific hazards prior to manufacture, or as a condition of manufacture. EPA's test guidelines, which are used by the manufacturers to develop chemical-specific test protocols are codified at 40 CFR 795-798. Existing chemicals may be required to be tested for a variety of health effects, environmental effects, and exposure-related properties through TSCA test rules. Such testing must be performed in accordance with specified test standards.

In WHMIS, a number of acceptable testing methods are identified in the classification procedure (Manner of establishing classification). In particular, they include the OECD Guidelines for testing chemicals, ASTM tests, etc... In most cases the test methods must be scientifically acceptable and their description must be made available to the competent authority upon request.

In general, the four systems use, refer to or accept internationally and scientifically recognised test methods. Reference to the OECD Guidelines for Testing of Chemicals is made by the four systems. The similarities in this area are sufficiently significant to assume that harmonisation could be carried out with a minimum of modifications to the four systems.

8.3. Classification procedures

The UN RTDG specify a hazard and packing group classification procedure for each hazard category. A method for the determination of the precedence of hazard is provided. Classification is carried out by the submitter (i.e., Member States) of a new substance or article and the result included in the Submission Data Sheet.

Annex VI of Council Directive 67/548/EEC includes a Guide to the classification and labelling of dangerous substances and preparations. For substances listed in Annex I of the Directive, the classification is shown in the Annex. Classification of substances not listed in Annex I of the Directive is the responsibility of the manufacturer/importer.

In the US TSCA, there are no specific guidelines for classification but the OSHA HCS specifies that the manufacturer, importer or employer must carry out a hazard evaluation as defined in the standard and must document the procedures used in the evaluation. Labelling and precautionary terminology is defined in ANSI Standard Z-129.1-1988.

In WHMIS, Part IV of the Controlled Products Regulation defines Classification criteria and their application for each hazard category. Consumer and Corporate Affairs Canada has issued an Information Bulletin to provide guidance on the use of scientific judgement in the classification of chemicals under WHMIS.

Classification procedures exist in the four systems but they are different in structure and requirements. In the three use-oriented systems, the procedures are carried out by the suppliers, manufacturer/importer of chemicals. In WHMIS and OSHA the supplier is required to classify all chemicals they sell, not just "new" ones.

8.4. Classification criteria

A detailed comparison of the classification criteria and their definitions used in the four systems is provided in Table 3 of Annex I. The criteria are given for each of the hazard categories listed in Table 1. Similarities and differences can be identified for each category by simple inspection.

8.4.1. Physical hazards

Except for the EC Directive which does not define the COMPRESSED GAS category, the UN RTDG, the US OSHA HCS and the Canadian WHMIS agree to a certain degree on the definition of compressed gases. In the FLAMMABLE category, definitions and classification levels differ very significantly between the EC Directive and the three other systems which are more or less in agreement. Except for Canada which has a specific regulation for explosives, the definitions in the other three systems are also in relative agreement. The four systems define oxidising materials in a similar way. WHMIS is the only system providing a comprehensive definition of reactive materials. The definitions for corrosive materials agree generally although the UN RTDG and WHMIS cover both living tissues and materials whereas the EC Directive and OSHA HCS cover only living tissues, corrosiveness being covered by other regulations.

8.4.2. Health hazards

Although the four systems refer to the OECD Guidelines for Testing of Chemicals, both their acute and chronic toxicity classification criteria differ significantly in the number of hazard ranking levels, the ranges for each level and the terminology used (see Tables 2 and 3 in Annex I). For example, the INFECTIOUS category is used only by the RTDG and WHMIS, with the same definition; IRRITANT is not classified by the RTDG; the EC and EPA both define three similar groups of carcinogens, whereas OSHA refers to the IARC, ACGIH and US NTP classifications and WHMIS to the IARC and ACGIH. The EC has two levels for teratogenicity, WHMIS has two levels (very toxic and toxic) and the OSHA HCS refers only to the evaluation of all available data. This applies also to mutagenicity (3 levels in EC system) and antifertility.

8.4.3. Special hazards

In the case of the environment, the EC has adopted criteria for classification, and the IMO uses a label "marine pollutant". Class 9 (Miscellaneous) of the Canadian regulation on the transport of dangerous goods includes a Division 2 labelled "environmentally dangerous substances". Except for the UN RTDG which uses an IAEA definition, radioactive substances are covered under specific regulations in the other systems. The UN RTDG is currently considering proposals to modify Class 9 to include environmental hazards on the basis of the IMO work in this area.

8.5. Hazard communication

One purpose of the classification process is to assign to a given chemical a set of hazard symbols and precautionary phrases to reflect precisely its hazards and the means to prevent harm. Labels, hazard symbols and chemical safety data sheets are the usual carriers of this information.

The UN RTDG focus primarily on hazard communication based on labels which include a combination of graphic symbols, colours, warning words and classification codes. They include a "Dangerous Goods Transport Document" which contains only carrier related information. In both the Canadian and US systems outputs are specifically geared toward the communication of hazards, particularly to workers. In the EC system, outputs are more geared toward the information of users. Table 1 in Annex I provides a comparison of the hazard communication elements of the different systems.

8.5.1 Labelling

Labelling was developed as a mean to convey at a glance essential information on the most significant hazard of a given chemical. Labels contain danger symbols, warnings, risk and safety phrases, and emergency codes and first aid schedules. Since they cannot contain information concerning all possible risks, their contents must be the result of a balance between information needs and understandability. The informational needs and corresponding perceived risks will be different for use and for transport. Transport sectors place major emphasis on explosive or flammability properties of goods while commodity and workplace labelling focuses both on acute and long term toxicity. Labels are one of the most visible output outputs of the hazard classification process.

8.5.2 Chemical safety data sheets

The preparation of chemical safety data sheets (CSDSs) by manufacturers or suppliers provide and their availability can be considered as a key element in the provision of hazard communication to workers. The UN RTDG does not define CSDS nor does it make their use mandatory. The ILO Recommendation concerning safety in the use of chemicals at work defines the data elements of a CSDS. This definition has been adopted, with minor modifications, by the EC. Interestingly, the data elements are very close to those of the IPCS International Chemical Safety Cards (ICSC). Overall the three use-oriented systems have similar definitions for the data elements to be included in a chemical safety data sheet. However, they differ significantly in the area of terminology and this is another area where international harmonization should be carried out.

The IPCS has started work on a comparison of the terminology used by various institutions in hazard communication documents, more particularly in chemical safety data sheets. The objective of this exercise is to identify discrepancies in the communication of health, safety and environmental hazard messages, and eventually to encourage homogeneity and harmonisation. The IPCS experts have recognised that a common terminology would greatly facilitate the process of harmonising classification and labelling systems for chemicals.

8.5.3 Classification terminology

The four systems use significantly different terms to define comparable hazard levels. This is quite evident in the terminology specific to the classification of toxic effects. The UN RTDG system uses "poisonous" and the other three use "toxic". The EC system uses a three level acute toxicity scale: "very toxic", "toxic" and "harmful". The US OSHA HCS uses two acute toxicity levels but they are termed "highly toxic" and "toxic". The UN RTDG uses "very severe, serious and low" risk of poisoning. The same type of terminology variations are observed for the "flammable" category. The elaboration of a common terminology should be a normal outcome of the process of harmonising classification criteria.

8.6. Legislative structures and fields of application

Fundamental differences exist in the legislative frameworks which are the basis for the application of the four systems considered.

The UN RTDG are only, as indicated in their title, recommendations which are included in national regulations and used by other international transport organisations (IMO, ICAO). Modifications to adapt the Recommendations to national conditions, although most often minor, are numerous and are also observed between the different transport modes.

In the EC, the Directives on Classification and Labelling of Dangerous Substances and Preparations are legally binding on all member states. Labelling of substances placed on the market is therefore the same in all member states.

In Canada, WHMIS requirements for classification, supplier labelling and material safety data sheet provision are established under the Hazardous Products Act (HPA), after consultation with provincial governments and organisations representative of suppliers, employers and workers. Enforcement responsibility is undertaken by the occupational safety and health regulatory agencies. Employer requirements under federal, provincial and territorial legislation incorporate the hazard classification and MSDS requirements of the HPA by reference.

IV. SIZE OF THE TASK OF HARMONISATION

9. SIZE OF THE TASK OF HARMONISATION

9.1. Scope of harmonisation

Ideally the ultimate goal of a harmonisation process should be the definition of a structure which would reconcile transport, market and workplace classification and labelling of chemicals. Presumably, only chemicals defined as "industrial chemicals", including their mixtures would be covered at first. Pharmaceuticals, food products and additives, etc., could be dealt with at a much later stage.

The analysis of the four major systems has shown that their coverage is not strictly limited to a single sectorial activity or use-pattern. The UN RTDG system has been used as a model for workplace labelling in many developing countries and the three use-oriented systems do cover, each to varying degrees, market, the workplace and the environment. It would be extremely difficult to clearly define boundaries between market- and workplace-bound chemicals. Thus, it is unlikely that a process of harmonisation strictly limited to the workplace would be a viable or useful exercise. By necessity, a harmonisation process will have to attempt the reconciliation of the four identified use-patterns.

A scheme for the purpose of harmonising existing systems for the classification and labelling for the use of chemicals would therefore, and by necessity, have to take account of the workplace and transport, as well as of the consumer and agricultural sectors. The provision of cross-sectoral coverage or co-ordination would be the only efficient way to reflect the principle of "cradle-to grave" control of chemical hazards, to minimise the need for re-labelling, reduce the cost of international trade, and over all, facilitate the long term establishment of a global structure for the assessment and management of chemicals as promoted by the United Nations Conference on Environment and Development (UNCED).

9.2. Possible outcomes of harmonisation

The first one would be a new unified system which would supersede in time all the existing systems. Such a system would require a new international body with the mandate to cover all economic sectors. The problems and obstacles raised by this approach are numerous. The probably prohibitive cost would be alone a sufficient reason for not considering it. Global acceptance by member States would be extremely difficult. The outputs of a unified system would not be easily adaptable to the different use-patterns of chemicals.

The second outcome would result from a stepwise approach which would build on existing systems. Here, the main goal of harmonisation would be to identify those elements and areas of existing systems for which, because of structural, methodological and scientific similarities, a common basis could be defined through a reasonable level of modification. Such a flexible approach would also allow outputs such as labels and chemical safety data sheets to be adapted to the different use-patterns while retaining a common basis.

9.3 Stepwise approach to harmonisation

To be successful, the harmonisation process will need to identify all the areas of classification and labelling which could adopt a common approach or basis. Some of these areas would be seemingly easier to handle: they include hazard categories, testing methods and classification criteria for physical hazards (flammability, explosiveness, reactivity), testing methodology and classification criteria for acute toxicity, sensitisation, irritation and corrosiveness. Because of their intrinsic complexity, other areas such as chronic toxicity, including carcinogenicity, teratogenicity and reproductive hazards, would require a longer-term approach. Depending on the framework chosen, each of these aspects could be addressed sequentially or, preferably, in parallel activities.

10. POSSIBLE DEVELOPMENTS TOWARDS HARMONISATION

10.1. Hazard categories

Except for the "chronic hazard" deficiencies of the RTDG, harmonisation of hazard categories for an international classification scheme could be achieved without very significant structural modifications for any of the systems. Significant differences exist between the RTDG and the other systems in the areas of classification of toxic effects from chronic or repeated exposure and hazard communication, mainly data sheet definition and risk and precautionary phrases. The miscellaneous category (Class 9) of the UN RTDG could, for example, be revised to include toxic effects from chronic exposure. It is understood that the RTDG system is being computerised. The US OSHA could possibly include in its HCS the physical hazard categories defined by the other pertinent US Regulations (Transport, etc.). The UN RTDG could also complete its own list of categories by recognising or making reference to those specified in a harmonised system for the workplace.

10.2. Testing methods

The inclusion of a comprehensively described set of testing methods in a harmonised classification system model would have the advantage of insuring immediate access to the methodology, easier translation into different languages, better and easier quality assurance assessment, and minimisation of problems due to variations in method updating and dispersion of use experience.

10.3. Physical hazards

In order to achieve harmonisation, categories in which the criteria do not agree would need reviewing for both definitions (including terminology) and interpretation of test results. Given the general agreement on testing methodology and criteria, harmonisation could be achieved with minimum effort.

10.4. Health hazards

Health hazard classification criteria would probably be one of the most difficult elements to harmonise. A category by category approach would have to be considered.

10.5. Special hazards

Given the current trend to erase the barriers between work place, environment and even the community at large, an "environment" category and related classification criteria should be included in a harmonised classification system. Within the OECD, the CEC, Sweden and the USA are presently working on achieving harmonisation of danger to the environment. A classification for radioactive materials would also be appropriate for the workplace where many instruments and machines use radioactive sources. IAEA could easily provide suitable international classification criteria and labels.

10.6. **Priorities for action**

To be successful, the harmonisation process would need to address, at least in the preliminary stages, the following structural and technical aspects:

Step 1: The set-up of an IPCS Coordinating Committee for the Harmonization of Classification of Chemicals. The tasks of the Committee would be to oversee the work of harmonisation and to ensure collaboration with other national, regional and international bodies interested in furthering harmonisation of existing classification and labelling systems. Such a group should include the involved UN agencies (UNEP, UN TDG, ILO, WHO and FAO) and the OECD. It should establish very strong links with other interested bodies.

Step 2: The definition by the Committee of a common set of hazard categories which could form the first basis for future work. For this initial task, the list of hazard categories in Table 1 of Annex I could serve as starting point for discussion.

10.7 **Proposed Workplans**

10.7.1. **Short term activities** (1992-1993)

- endorsement of the establishment of the Coordinating Working Group by the IPCS Inter-secretariat Coordinating Committee (29 January 1992);
- organization of the first meeting of the Coordinating Working Group to finalise its structure and workplan based on the present proposals (Monday 23 March 1992);
- provision of technical assistance, if required, to the already on-going activities, i.e. the classification schemes for acute oral toxicity and for danger to the environment carried out by the USA/CEC/Sweden working group set up by the OECD in November 1991;
- commissioning by the ILO of a study on the classification schemes for physical hazards to be launched at the first meeting of the Coordinating Working Group.

10.7.2. **Proposed Medium term activities** (1994-95)

- harmonisation of classification for other acute toxicity categories;
- harmonisation of classification of the hazard categories "sensitiser" and "corrosive to biological tissues";
- harmonisation of classification for long term toxicity;
- harmonisation of classification criteria for carcinogens, teratogens, mutagens and chemicals having effects on reproductive performance;
- harmonisation of the methods to classify preparations (mixtures) for both acute and long term effects;

10.7.3. **Proposed Long term activities** (1996-97)

- Subject to the successful completion of the harmonisation of classification criteria, to evaluate their impact on labelling of chemicals, including label data content, sector specific information and symbols and to propose a system based on a core inter-sectorial set of data to which sector-specific information and symbols could be added.

Annex I Table 1. HAZARD CATEGORIES OF SELECTED CLASSIFICATION SYSTEMS

CATEGORIES	ILO	UN RTDG	EC	CANADA WHMIS	US OSHA
PHYSICAL HAZARDS					
compressed gas	-	+	-	+	■
flammable	+	++++	++++++	++++++	+++++
explosive	+	+	+	+	■
oxidising	+	+	+	+	■
reactive	+	-	-	+	-
corrosive (mat.)	+	+	■	■	+
HEALTH HAZARDS					
toxic (acute)	+	+	+++	++	++
toxic (other)	+	-	++	++	+
infectious	-	+	-	(+)	-
irritant	+	-	+	(+)	+
corrosive (biol.)	+	+	+	+	+
sensitiser	+	-	(+)	(+)	+
carcinogen	+	-	+++	(+)	+
teratogen	+	-	++	(+)	+
mutagen	+	-	+++	(+)	+
antifertility	+	-	-	(+)	+
SPECIAL HAZARDS					
environment	-	■	+	■	■
radioactive	-	+	■	■	■
miscellaneous*	-	+	-	■	-

LEGEND:
+ : classification level(s)
■ : other classification
- : not classified
(+): included as criteria under "toxic (other)"
* : specific to UN RTDG

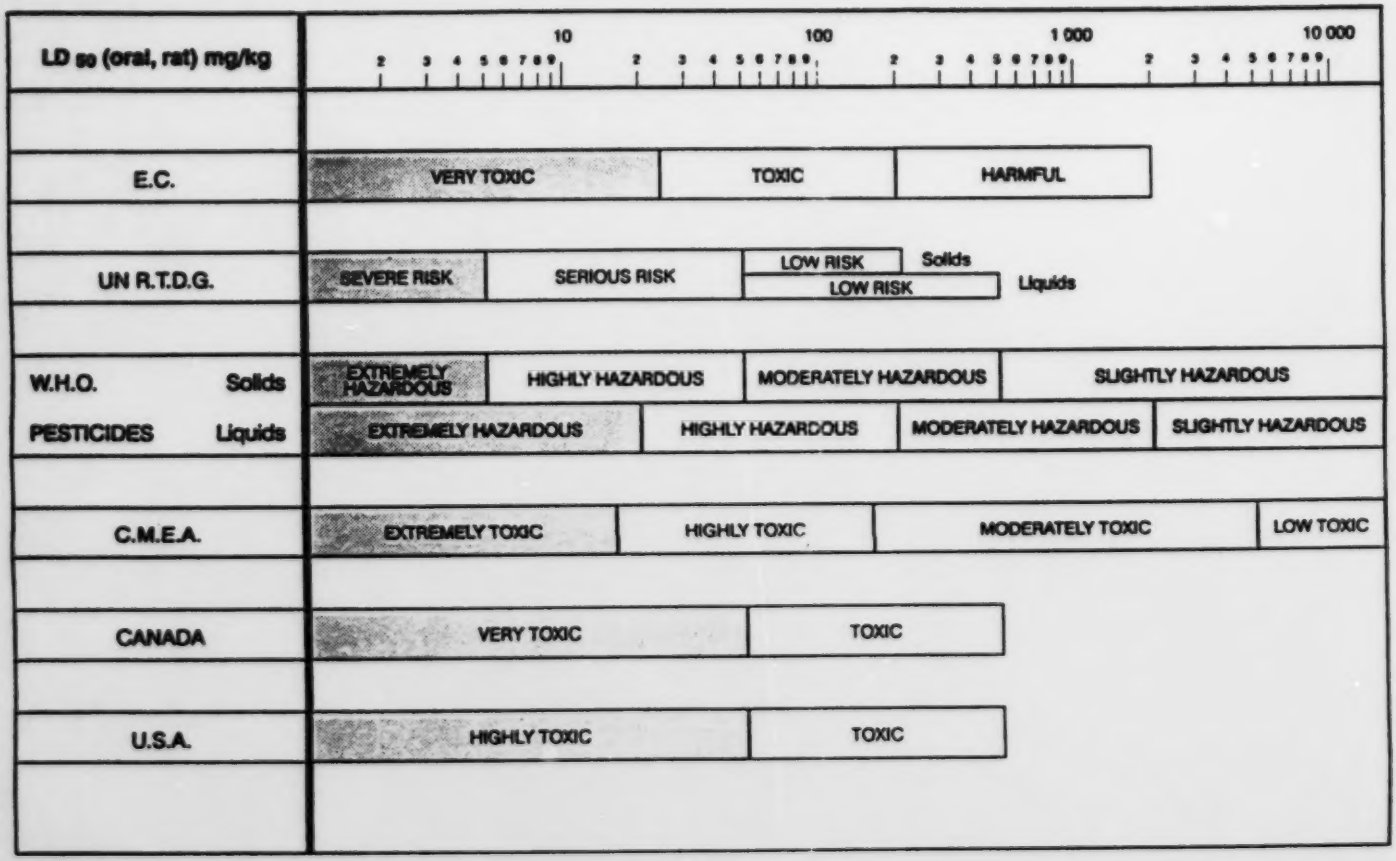


Table 2: Acute lethality scales and terminology

Table 3. CLASSIFICATION CRITERIA OF SELECTED INTERNATIONAL, REGIONAL AND NATIONAL SYSTEMS

CATEGORIES	UN RTDG	EC	USA	WIDGS
COMPRESSED GAS	**Class 2. Gases, compressed:** Definition: VP @50°C <300kPa; completely gaseous @20°C & 101kPa. Physical states: compressed, liquefied, refrigerated liquefied, in solution. **Div. 2.1. Flammable gases:** gases @20°C/101kPa; ignitable at conc. of 13% with air; flammable range with air of ≥12%. **Div. 2.2. Non flammable, non toxic gases:** transported @20°C/≥280kPa and which are asphyxiants or oxidising or do not come under the other divisions. **Div. 2.3. Toxic gases:** toxic or corrosive to humans; $LC50 \leq 5000 ml/m^3$.	Covered by national transport regulations.	gas or mixture of gases in a container with: AP > 275 kPa @21.1°C AP > 717 kPa @54.4°C regardless of P @21.1°C Liquid with: VP > 275kPa @37.8°C.	**Class A:** any product, material or substance contained under pressure, including compressed, dissolved or liquefied gases with: CT < 50°C; AVP > 294 kPa @50.0°C; AP > 275 kPa @21.1°C or AP > 717 kPa @54.4°C; in a liquid state with: AVP > 275kPa @37.8°C.
FLAMMABLE	**Class 3. Flammable liquids:** liquids which give off flammable vapours at T<60.5°C - (CCT) or 65.6°C (OCT). **Class 4.** **Div. 4.1 Flammable solids:** solids other than explosives which are readily combustible or may cause or contribute to fire through friction. **Div. 4.2:** substances liable to spontaneous combustion. **Div. 4.3:** Substances which, on contact with water, emit flammable gases.	**Extremely flammable:** Flashpoint <0°C b.pt (or in trail: pt for range) ≤35°C (R12). **Highly flammable:** a) spontaneously flammable in air without any input of energy (R17); b) solids which may readily catch fire after brief contact with ignition source; liquids with flash point <21°C but not extremely flammable (R11); c) gases and liquefied gases flammable in air at normal pressure (R12; R13); d) chemicals which when in contact with water liberate highly flammable gases (R15). **Flammable:** liquids having a flash point ≥21°C and ≤55°C (R10).	**Combustible liquid:** Flashpoint ≥37.8°C but ≤93.3°C, except any mixture having components with flashpoint ≥93.3°C, making up 99% of total volume of mixture. **Flammable liquid:** flashpoint ≤37.8°C, except mixtures having components with flashpoints ≥37.8°C, making 99% of total volume of mixture. **Flammable aerosol:** flame projection >116 cm at full valve opening or flashback at any degree of valve opening. **Flammable gas:** forms under NTP a flammable mixture with air at conc. ≤13% or over a range of mixtures wider than 12%, regardless of the lower limit. **Flammable solid:** same definition as in UN RTDG. Pyrophoric: spontaneous ignition in air at ≤54.4°C.	**Class B. Flammable and combustible material** **Div.1. Flammable gases:** conc. of ≤13% or over a conc. range of at least 12%. **Div.2. Flammable liquids:** Flash point <37.8°C. **Div.3.Combustible liquids:** Flash point ≥37.8°C but ≤93.3°C. **Div.4. Flammable solids:** same definition as in UN RTDG. **Div.5.Flammable aerosols:** yields a flame projection at full valve opening. **Div.6. Reactive flammable materials:** includes definitions of UN RTDG for Divisions 4.2 and 4.3.
EXPLOSIVE	**Class 1. Explosives:** Solid or liquid or mixture in itself capable by chemical reaction of producing gas at such a temperature, pressure and speed as to cause damage to the surroundings. Pyrotechnic substances are included.	**Risk of explosion by shock, friction, fire or other sources of ignition (R2).** **Extreme risk of explosion by shock, friction, fire or other sources of ignition (R3).**	**Chemical that causes a sudden almost instantaneous release of pressure, gas and heat when subjected to sudden shock, pressure or high temperature.**	**Explosives within the meaning of the Explosives Act are excluded. WIDGS covers dangerously reactive materials which become self-reactive under conditions of shock or increase in temperature.**

CATEGORIES	UN RTDG	EC	USA	CANADA
	Class 1 is divided into 6 Divisions according to the mass explosion, projection, fire, and blast hazard and the sensitivity presented by the substance.	Other related explosion risk phrases are R1, R4, R5, R6, R16, R18, R19, R44.		
OXIDISING	**Class 5. Oxidising substances, organic peroxides.** **Div.5.1. Oxidising substances:** those which, while in themselves not necessarily combustible, may, generally yielding oxygen, cause or contribute to the combustion of other materials. **Div. 5.2.Organic peroxides:** Organic substances containing the bivalent O-O structure...	Organic peroxides which have flammable properties even when not in contact with other combustible materials (R11). Other substances and preparations which: a) may cause fire when in contact with combustible materials (R8); b) become explosive when mixed with combustible materials (R9). Organic peroxides are classified as dangerous on the basis of their structure (R-O-O-H, R_1-O-O-R_2)	Chemical other than a blasting agent or an explosive that initiates or promotes combustion in other materials, thereby causing fire either of itself or through the release of oxygen or other gases. **Organic peroxide**: organic compound that contains the bivalent -O-O- structure and which may be considered to be a structural derivative of hydrogen peroxide when one or both of the hydrogen atoms has been replaced by an organic radical.	**Class C**: Causes or contributes to the combustion of another material by yielding oxygen or any oxidising material.
REACTIVE	covered in part under Classes 4 and 5.	Contact with water liberates toxic gas. Reacts violently with water. Contact with acid liberates toxic and very toxic gas. Other related risk phrases: R1; R4; R5; R6; R7; R16; R18; R19; R30; R44.	**Unstable (reactive)**: chemical which in the pure state, or as produced or transported, will vigorously polymerise, decompose, condense, or will become self-reactive under conditions of shocks, pressure or temperature. **Water-reactive**: chemical that react with water to release a gas that is flammable or dangerous to health.	**Class F**: Undergoes vigorous polymerisation or condensation; becomes self-reactive under conditions of shock or increase in pressure or temperature; reacts vigorously with water to produce a gas with an LC_{50} = < 2500 ppm.
IRRITANTS	no specific classification	**Irritating to skin**: if when applied to test animal skin for up to 4h, significant inflammation is caused and which persists for ≥24h after end of exposure period (R38). **Irritating to eyes**: if, in animal test, significant ocular lesions are caused and which persist for ≥24h after test (R36). **Risk of serious eye damage**: if in animal tests, severe ocular lesions are caused and persist ≥24h after test. **Respiratory irritant**: serious irritation, based normally on practical observations.	not corrosive but causes a reversible inflammatory effect at point of contact on living tissue (includes lungs). **Skin**: Score of 5 or more in 16 CFR 1500.41 (adapted from Draize test). **Eyes**: As determined by 16 CFR 1500.42 or other appropriate techniques. More serious risk of skin and eye damage would be covered in evaluation of cutaneous and eye target organ systems.	**Class D, Div. 2. Subdiv. B, Toxic** **Skin**: Erythema and oedema formation, OECD grade ≥2. **Eyes**: Corneal damage, OECD 405 grade ≥2; iris damage grade ≥1; conjunctival swelling, redness, grade ≥2.5.

CATEGORIES	UN RTDG	EC	USA	CANADA
CORROSIVE	**Class 8. Corrosives**: severe damage by contact and chemical action to living tissues and to materials: **Group I**: very dangerous substances: visible skin necrosis after ≤3 min (animal test). **Group II**: medium danger: visible skin necrosis when contact time is between 3 and 60 min. **Group III**: minor danger: skin necrosis after contact 1 to 4 hours; no visible skin necrosis but exhibiting corrosion rate of steel or aluminum >6.25mm/year @55°C.	**Causes severe burns**: Full thickness destruction of skin tissue occurs with up to 3 min exposure (R35). **Causes burns**: Full thickness destruction of skin tissue occurs with up to 4h exposure (R34). **[corrosivity to materials not covered]**	causes visible destruction or irreversible alterations in living tissue (corrosive action on materials is not covered)	**Class II**: a) Corrodes SAE 1020 steel or 7075-T6 non clad Al at >6.25 mm/yr @55°C; b) corrosive to skin as per OECD 404; c) in Class 8, part III of TDG regulation; d) gas in Div.4, Class2, Part III of TDG; e) positive evidence of visible necrosis of human skin tissue; f) meets b) and e) and present at ≥1% in mixtures.
TOXIC (Acute)	**Class 6. Poisonous (toxic) and infectious substances.** **Div. 6.1. Poisonous (toxic) substances**: Substances liable either to cause death or serious injury or to harm human health if swallowed or inhaled or by skin contact. **a) severe risk (Packing group I)**: O.LD$_{50}$ ≤5 mg/kg D.LD$_{50}$ ≤40 mg/kg I.LC$_{50}$ ≤0.5 mg/l. **b) serious risk (Packing group II)**: 5<O.LD$_{50}$<50 mg/kg 40<D.LD$_{50}$<200 mg/kg 0.5<I.LC$_{50}$<2 mg/l. **c) low risk (solids) (Packing group III)** 50<O.LD$_{50}$<200 mg/kg 200<D.LD$_{50}$<1000 mg/kg 2<I.LC$_{50}$<10 mg/l. **low risk (liquids)** 50<O.LD$_{50}$<500 mg/kg	**Very toxic**: O.LD$_{50}$ <25 mg/kg (R28) D.LD$_{50}$ <50 mg/kg (R27) I.LC$_{50}$ <0.5 mg/l/4h (R26) strong evidence that irreversible damage is likely to be caused by single exposure in ranges indicated above (R39). **Toxic** 25<O.LD$_{50}$<200mg/kg 50<D.LD$_{50}$<400mg/kg 0.5<I.LC$_{50}$<2mg/l/4h (R25; R24; R23) strong evidence that irreversible damage is likely to be caused by single exposure in ranges indicated above (R39). **Harmful**: 200<O.LD$_{50}$<2000mg/kg 400<D.LD$_{50}$<2000mg/kg 2<I.LC$_{50}$<20 mg/l/4h (R22; R21; R20) strong evidence that irreversible damage is likely to be caused by single exposure in ranges indicated above (R40).	**Highly toxic**: O.LD$_{50}$ ≤50 mg/kg D.LD$_{50}$ ≤200 mg/kg I.LC$_{50}$ ≤0.2 mg/l(1h) **Toxic: (1h GI & 24h DI)** 50<O.LD$_{50}$<500 mg/kg 200<D.LD$_{50}$<1000mg/kg 200<GI LC$_{50}$<2000 ppm 2<DI LC$_{50}$<20 mg/l.	**Class D. Div. 1.** **Subdiv. A: Very toxic**: O.LD$_{50}$ ≤50 mg/kg D.LD$_{50}$ ≤200 mg/kg GI LC$_{50}$ ≤2500 ppm(4h) VI.LC$_{50}$ ≤1500 ppm(4h) DI LC$_{50}$ ≤0.5 mg/l. **Subdiv. B: Toxic** (VI/D14h) 50<O.LD$_{50}$<500 mg/kg 200<D.LD$_{50}$<1000 mg/kg 1500<VI.LC$_{50}$<2500ppm 0.5<DI.LC$_{50}$<2.5 mg/l.
TOXIC (Long term)	no specific classification	**Toxic**: Serious damage (clear functional change of toxicological significance) is likely to be caused by repeated or prolonged exposure, by an appropriate route at levels one order of magnitude lower than harmful doses (R48). **Harmful**: Serious damage (clear functional change of toxicological significance) is likely to be caused by repeated or prolonged exposure; effects observed at levels of the order of:	Must consider specific target organ effects: - hepatotoxins, - nephrotoxins, - neurotoxins, - blood toxins, - lung damaging agents, - reproductive toxins, - cutaneous hazards, - eye hazards.	**Class D. Div. 2. Subdiv. A: Very toxic**: Effects with sufficient severity to threaten life or cause serious permanent impairment in ≥ 90 day tests at: a) oral dose ≤ 10mg/kg /day; b) dermal dose ≤ 20mg/kg /day; c) inhalation conc. ≤ 25 ppm gas/vapour ≤10mg/m^3 dust, mist, fume. **Subdiv. B: Toxic**: Effects of sufficient severity to threaten life or cause serious

CATEGORIES	UN RTDG	EC	USA	CANADA
		O.D., rat: <50 mg/kg/day; D.D. (rat /rabbit): <100-mg/kg/day; inhal., rat: <0.25 mg/l 6h/day. These values can apply directly when severe lesions are observed in 90-day animal tests (R48). Values from a 28-day study should be increased approx. 3-fold). 2-year studies should be evaluated on a case-to-case basis.		permanent impairment in ≥ 90 day tests at: a) oral dose >10-100 mg /kg/day; b) dermal dose >20-200 mg/kg/day; c) inhal. gas/vapours >25-250 ppm; inhal.dust/fume-/mist >10-100 mg/m^3.
INFECTIOUS	Div. 6.2 Those substances containing viable micro-organisms or their toxins and genetically modified substances which are known, or suspected, to cause disease in animals or humans	covered by other regulations.	no specific criteria in OSHA HCS.	Class D. Div. 3: An organism and its toxins that has been shown or is believed to cause disease in persons or animals.
SENSITISER	no specific classification	**Respiratory tract: Harmful.** Capable of inducing sensitisation reaction by inhalation at a greater than expected frequency than in normal population (R42). **Skin contact sensitisation:** shown by practical experience to be capable of inducing a sensitisation reaction in a substantial number of persons, or on the basis of positive animal tests (R43).	Sensitiser (covers both respiratory tract and skin): Causes a substantial proportion of exposed people or animals to develop an allergic reaction to normal tissue after repeated exposure.	**Respiratory tract: Class D, Div. 2. Subdiv. A, Very toxic:** Evidence of respiratory tract sensitisation following workplace exposure. **Skin: Class D. Div. 2. Subdiv. B, Toxic:** a) Produces response in ≥30% of test animals with use of an adjuvant. Produces response in ≥15% of test animals without use of an adjuvant; b) positive evidence of workplace skin sensitisation.
CARCINOGEN	no specific classification	**Category 1**: substances known to be carcinogenic to man (R45; R49). **Category 2**: substances regarded as if carcinogenic to man, based on animal studies and other relevant data (R45; R49). **Category 3**: substances which cause concern for man owing to possible carcinogenic effects; not enough evidence to place them in category 2 (R40).	**EPA:** **Group A**: human carcinogen **Group B**: probable human carcinogen. **Group C**: possible human carcinogen. **OSHA HCS: Carcinogen if:** a) listed by IARC, or NTP; b) regulated by OSHA as carcinogen; c) If hazard determination process produces evidence of carcinogenicity that is statistically significant and is based on at least one positive study.	**Falls in Subdiv. A. Very Toxic if:** a) listed by ACGIH as carcinogens A1a, A1b or A2; b) listed as Group 1 or 2 carcinogens by IARC.
TERATOGEN	no specific classification	**Category 1**: substances known to be teratogenic to man (R47). **Category 2**: substances regarded as if teratogenic to man (R47).	Based on hazard evaluation of all relevant data.	**Subdiv. A. Very toxic:** Shown to cause death, malformation, permanent metabolic or physiological dysfunction, growth retardation, psychological or behavioural alteration

CATEGORIES	UN RTDG	EC	USA	CANADA
				during pregnancy, at birth, or in postnatal period.
MUTAGEN	not specific classification	Category 1: substances known to be mutagenic to man (R46). Category 2: substances regarded as if mutagenic to man (R46). Category 3: substances causing concern for man owing to possible mutagenic effects (R40).	EPA: Suggestive evidence; limited evidence. OSHA HCS: based on hazard evaluation of all relevant data.	Falls into Subdiv. A: Very toxic if: a) there is epidemiological evidence of heritable genetic effects; b) there is evidence of mutagenicity in mammalian germ cells in vivo, in accordance with specified test methods; Falls into Subdiv. B: Toxic if: there is evidence of mutagenicity in mammalian somatic cells in vivo is obtained in a test to assess either gene mutation or chromosomal aberration.
ANTIFERTILITY	no specific classification	no specific classification	Reproductive toxins: chemicals which affect the reproductive capabilities including chromosomal damage and effects on foetuses (teratogenicity)	Falls into Subdiv. A: Very toxic if: a) there is evidence that shows that it causes sterility or an adverse effect on reproductive capability in person following exposure to it in the workplace; b) sterility or an adverse effect on reproductive capability is shown in an animal assay for reproductive toxicity.
ENVIRONMENT	covered in IMO IMDG Code: Marine pollutant	a) Aquatic environment. Very toxic to aquatic organisms (R50) and may cause long term adverse effects in the aquatic environment (R53): Acute toxicity: 96h.F.LC_{50} < 1mg/l or 48h.D.EC_{50} < 1mg/l or 72h.A.IC_{50} < 1mg/l and substance not readily degradable or log Pow > 3.0. Very toxic to aquatic organisms: Acute toxicity: 96h.F.LC_{50} < 1mg/l or 48h.D.EC_{50} < 1mg/l or 72h.A.IC_{50} < 1mg/l. Toxic to aquatic organisms (R51) and may cause long term adverse effects in the aquatic environment (R53): Acute toxicity: 1 < 96h.F.LC_{50} < 10mg/l or 1 < 48h.D.EC_{50} < 10mg/l or 1 < 72h.A.IC_{50} < 10mg/l and substance not readily degradable or log Pow > 3.0.	covered by other regulation	covered by national transport of dangerous goods regulations: Class 9, Div. 2: Environmentally hazardous substances. The Canadian Environmental Protection Act contains preanotification requirements for a certain number of chemicals (proposed New Substances Notification Regulation)

CATEGORIES	UN RTDG	EC	USA	CANADA
		Harmful to aquatic organisms (R52) and may cause long term adverse effects in the aquatic environment (R53) Acute toxicity: $10<96h.F.LC_{50}<100mg/l$ or $10<48h.D.EC_{50}<100mg/l$ or $10<72h.A.IC_{50}<100mg/l$ and substance not readily degradable. **b) Non aquatic environment (detailed criteria to be elaborated later):** toxic to flora (R54), to fauna (R55), to soil organisms (R56), to bees (R57); may cause long term adverse effects in the environment (R58); dangerous to the ozone layer (R59).		
RADIOACTIVE	**Class 7. Radioactive material**: Any material for which the specific activity is greater than 70 kBq/kg (0.002 uCi/g).(IAEA standard).	covered by other regulation.	covered by other regulation.	covered by other regulation.
MISCELLANEOUS	**Class 9. Miscellaneous**: Substances and articles which, during transport, present a danger not covered by other classes.			Class 9 of the Canadian TDG regulation includes 3 divisions: **Div.1**: Miscellaneous dangerous goods. **Div.2**: environmentally hazardous substances. **Div.3**: Dangerous wastes.

Annex II: SELECTED REFERENCES

1. Recommendations on the Transport of Dangerous Goods, 7th revised edition, United Nations, New York, 1991. (ST/SG/AC.10/1/Rev.7).

2. International Approaches to Chemicals Control - A Historical Review, Dr R. Löngren, Swedish National Chemicals Inspectorate (KEMI), 1991 (pre-publication draft).

3. Legislation on Dangerous Substances - Classification and Labelling in the European Communities - Consolidated text of Council Directive 67/548/EEC, Commission of the European Communities, 1987. Vol. 1 ISBN 92-825-7279-X, Vol.2 ISBN 92-825-7292-7.

4. A Proposal for the Harmonisation of Classification Schemes for Chemicals, Dr A. P. Walker (Report prepared for the Commission of the European Communities, DG XI-A-2), Dec. 1990.

5. Hazard Communication, US Code of Federal Regulations, Labour, Title 29, Part 1910, Paragraph 1910.1200. Rev. July 1 1989.

6. American National Standard for Hazardous Industrial Chemicals - Precautionary Labelling (ANSI Z129.1-1988).

7. London Guidelines for the Exchange of Information on Chemicals in International Trade, Amended 1989, Decision 15/30 of the Governing Council of the United Nations Environment Programme (UNEP), 25 May 1989.

8. Basel Convention on the Control of Transboundary Movement of Hazardous Wastes and their Disposal, Final Act, United Nations Environment Programme (UNEP), 22 March 1989.

9. A Survey of New Chemicals Notification Procedures in OECD Member Countries, OECD Environment Monographs No. 35, Organisation for Economic Co-operation and Development, June 1990.

10. Report of the Consultation on Harmonisation in Chemical Hazard Communication (Geneva, 25-26 April 1991), International Programme on Chemical Safety (IPCS).

11. International Survey of Classification Systems for Chemicals Based on their Toxicity and Hazards (unpublished final draft), UNEP International Register of Potentially Toxic Chemicals (IRPTC) (Geneva); Centre for International Projects, USSR State Committee for Environment Protection (Goskompriroda) (Moscow), 1990.

12. Recommendations for the Harmonisation of International Guidelines for Toxicity Studies, ECETOC Monograph No.7, European Chemical Industry Ecology and Toxicology Centre (Brussels), Dec. 1985.

13. International Chemical Labelling Report, Adkins J. D., Adkins Consulting, 431 megan Court, Frederick, MD 21701, 29 Sept. 1989.

14. Toxic Substances Control Act, Public Law 94-469 [S. 3149], 11 Oct. 1976, USA.

15. Safety in the Use of Chemicals at Work - Working Document and Report of a Meeting of Experts (Geneva, 5-13 May 1987)[PIACT/1987/1], International Labour Organisation.

16. Workplace Hazardous Materials Information System (WHMIS) - Report of the Project Steering Committee, Labour Canada, April 1985.

17. Hazardous Products Act - Ingredient Disclosure List, Registration SOR/88-64, 31 December 1987, Canada Gazette Part II, Vol. 122, No.2, 20 January 1988.

18. Hazardous Materials Information Review Act - Hazardous Materials Information Review Regulations, Registration SOR/88-65, 31 December 1987, Canada Gazette Part II, Vol. 122, No.2, 20 January 1988.

19. Hazardous Products Act - Controlled Products Regulations, Registration SOR/88-66, 31 December 1987, Canada Gazette Part II, Vol. 122, No.2, 20 January 1988.

20. Problems of Safety and Hygiene in the Chemical Industries -(a) Classification of Dangerous Substances; (b) Labelling of Dangerous Substances, Report of the 4th Session of the Chemical Industries Committee of the International Labour Organisation (ILO), June 1955.

21. The WHO Recommended Classification of Pesticides by Hazard and Guidelines to Classification 1990-1991 [Report WHO/PCS/90.1 Rev. 1], International Programme on Chemical Safety (IPCS).

22. A Guide to the Classification, Packaging and Labelling of Dangerous Substances Regulations 1984 [HS(R)22], Health and Safety Executive, United Kingdom, 1985. ISBN 0-11-883794-X.

Annex III: ABBREVIATIONS AND ACRONYMS

ACGIH	American Conference of governmental Industrial Hygienists
ADN	Draft European Agreement on international transport of dangerous goods by inland waterways; at present provisions are based on ECE ITC Resolution No.223 in 1976. ECE is elaborating the provisions in its WP15.
ADNR	Regulations by CCNR for the transport of dangerous goods on the Rhine; it is hoped the DC will make comparable regulations for the Danube.
ADR	European Agreement on international transport of dangerous goods by road; ECE is the Depositary and develops amendments in its WP15.
AFNOR	Association française de normalisation
ANSI	American National Standards Institute
AP	Absolute pressure
ASTM	American Society for the Testing of Materials
AVP	Absolute vapour pressure
AVP(L)	Absolute vapour pressure, in liquid state
APV	Absolute pressure in vessel
CCNR	Central Commission for Navigation on the Rhine (Strasbourg).
CCT	Closed cup test (flammability)
CEC	Commission of the European Communities
CEFIC	Conseil Européen des Fédérations de l'Industrie Chimique (European Chemical Industry Council)
CEPA	Canadian Environment Protection Act
CIS	International Occupational Safety and Health Information Centre/Centre international d'informations sur la sécurité et la santé au travail
CMA	Chemical Manufacturers Association (USA)
CMEA	Council of Mutual Economic Association
CSDS	Chemical Safety Data Sheet
CSIN	Chemical Substances Information Network (US EPA)
CT	Critical temperature
D.LD	Dermal Lethal Dose
DI.LC	Lethal concentration (Inhalation dust, mist, fumes)
DIN	Deutsche Institut für Normung (Germany)
EC	European Communities
ECE	UN Economic Commission for Europe (Geneva)
ECOSOC	UN Economic and Social Council (Europe)
EFTA	European Free Trade Association
EINECS	European Inventory of Existing Commercial Substances
EPA	US Environmental Protection Agency
FAO	Food and Agriculture Organisation (UN)
GI.LC	Lethal concentration (Inhalation gases)
HCS	OSHA Hazard Communication Standard
I.LC	Lethal Concentration (Inhalation)
IAEA	International Atomic Energy Agency (Vienna)
IARC	International Agency for Research on Cancer (Lyon, France)
IATA	International Air Transport Association ()
ICAO	International Commercial Aviation Organisation (Montreal)
ICCA	International Council of Chemical Associations
ICEF	International Chemical and Energy Workers Federation
ICFTU	International Council of Free Trade Unions
ICSC	International Chemical Safety Card (IPCS)
ILO	International Labour Organisation
IMDG	Intermodal transport of dangerous goods

IMO	International Maritime Organization
IPCS	International Programme on Chemical Safety
IRPTC	International Registry of Potentially Toxic Chemicals
ISO	International Organization for Standardization
IUPAC	International Union of Pure and Applied Chemicals
LD50	Lethal Dose 50
MSDS	Material Safety Data Sheet
NBS	US National Bureau of Standards
NTP	US National Toxicology Program
O.LD	Oral Lethal Dose
OECD	Organization for Economic Co-operation and Development
OSHA	US Occupational Safety and Health Administration
RVP	Reimann vapour pressure
TDG	Transport of Dangerous Goods
TSCA	Toxic Substances Control Act (USA)
UN/RTDG	UN Recommendations on the Transport of Dangerous Goods
UNEP	United Nations Environment Programme
UNESCO	United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization
VI.LC	Lethal concentration (Inhalation vapours)
VP	Vapour pressure
WHMIS	Workplace Hazardous Materials Information System (Canada)
WHO	World Health Organisation

Strategic Approaches to Environmental Protection in Canada

(Approche stratégique de la protection de
l'environnement au Canada)

Anthony Clarke
Environment Canada
Hull, Québec

Paper unavailable at time of printing
Texte non reçu au moment de mettre sous presse

COMMISSION
DES COMMUNAUTÉS
EUROPÉENNES

DIRECTION GENERALE
EMPLOI, RELATIONS INDUSTRIELLES
ET AFFAIRES SOCIALES

Direction santé et sécurité

LE ROLE DE LA COMMUNAUTÉ EUROPÉENNE POUR LA PROTECTION DE LA SANTÉ HUMAINE VIS-A-VIS DES SUBSTANCES TOXIQUES PRÉSENTES DANS L'AIR

par

A. Berlin, Conseiller
M.J. Hunter, Directeur
Direction Santé et Sécurité
Commission des Communautés Européennes

Présentation au colloque sur les substances toxiques
Montréal 1-2 Avril 1992

Résumé

Les Traités de la Communauté européenne fournissent la base juridique pour la mise en oeuvre de mesures législatives appropriées, applicables dans tous les États membres, pour sauvegarder la santé des travailleurs et des populations et améliorer la qualité de l'environnement.

En matière de lutte contre la pollution de l'air aussi bien sur les lieux de travail que dans l'environnement les premiers actes législatifs Communautaires datent de près de vingt ans. Actuellement, une vingtaine de directives et décisions Communautaires forment l'acquit juridique Communautaire.

Les textes Communautaires concernant la protection de la santé des travailleurs vis-à-vis des agents chimiques présents, en particulier, dans l'atmosphère des lieux de travail, couvrent d'une part l'ensemble des substances chimiques dangereuses et d'autre part des substances individuelles au groupes de substances.

Ainsi, pour l'ensemble des agents chimiques, il y a obligation pour les employeurs d'évaluer globalement les conditions et procédés de travail pour minimiser l'exposition des travailleurs, d'établir un dialogue avec les travailleurs, de déterminer l'exposition effective des travailleurs, de tenir des registres des résultats, et de prendre des mesures appropriées pour réduire

l'exposition lorsqu'il y a dépassement des limites, dont l'urgence sera fonction des dépassements.

Les concepts concernant les limites d'exposition ont vu une évolution remarquable dans la Communauté, d'une part concernant la nature de ces limites et d'autre part leur définition pratique.

A l'heure actuelle au niveau Communautaire, seules des valeurs guides sont établies auxquelles les États membres peuvent faire référence. Pour quelques substances, tels le plomb, l'amiante et le chlorure de vinyle monomère des valeurs contraignantes, et des procédures détaillées concernant les méthodes de mesure existent.

Pour l'essentiel, les limites ou valeurs guides d'exposition sont définies à présent sur la base d'une exposition de huit heures, l'échantillonnage devait être représentatif de l'air inhalé par le travailleur. La définition actuelle est le résultat d'une évolution très importante; la première limite établie en 1978 pour le chlorure de vinyle monomère, était une limite pour l'air ambiant avec une période de référence d'un an.

Pour l'amiante des limites différentes ont été établies pour le crocidolite et les autres fibres. Il existe également une limite spécifique pour une exposition intermittente. Le travail de démolition, avec présence d'amiante, doit faire l'objet d'un plan préalable.

Pour le plomb, les limites ambiantes sont couplées avec des limites biologiques, en particulier de plombemie. Plusieurs niveaux d'intervention existent, avec des obligations accrues pour les employeurs.

Les mesures adoptées vis-à-vis des substances et procédés cancérigènes peuvent se résumer comme suit :

- interdiction de la production et de l'utilisation de certaines substances
- utilisation de systèmes clos
- limitation du nombre de travailleurs exposés
- surveillance de la santé
- tenue de registres des personnes exposées et de leurs dossiers santé
- mise à la disposition des autorités, sur demande, de dossiers complets concernant ces activités
- information et formation des travailleurs.

Les textes Communautaires concernant la protection de la santé des populations et la pollution de l'air ambiant tout en ayant le même objectif, sont basés essentiellement sur trois concepts différents :

- valeurs limites atmosphériques
- normes d'émission
- normes de produits.

Les valeurs limites atmosphériques peuvent être considérées comme des objectifs selon lesquels des mesures appropriées suivant les conditions nationales ou locales, sources d'émissions et de sensibilité politique, sont à prendre.

Le dioxide de soufre et les particules en suspension ont été les premiers polluants pour lesquels des limites ont été établies. Les controverses concernant le plomb dans l'essence ont conduit rapidement à l'établissement d'une limite pour le plomb. L'amiante fait également l'objet d'une limite.

Les normes d'émission ont comme objectif général l'amélioration de la qualité de l'air ambiant sous référence à une situation géographique particulière. Elles concernent aussi bien des installations fixes que mobiles. Les véhicules automobiles qui circulent de façon très extensive dans la Communauté ont été les premières sources d'émission à être réglementées : elles ont fait l'objet de plusieurs réglementations nécessaires de plus en plus contraignantes.

Les émissions des centrales thermiques ont également fait l'objet de plusieurs réglementations en fonction de leur puissance.

Les normes pour les produits ont le même objectif. Ils doivent permettre de minimiser ou même d'éliminer les émissions nocives indépendamment du mode d'utilisation du produit en question.

Les normes les plus importantes concernent l'essence, les différents fuels, et les bombes d'aérosols.

Pour l'essence, des limites successives ont été établies pour la teneur en plomb et en benzène, afin de réduire les émissions de plomb et des hydrocarbures aromatiques polycycliques et de permettre l'utilisation de pots catalytiques.

L'action réglementaire de la Communauté européenne est accompagnée d'un programme de recherches. Pour les industries extractives et l'acier, ce programme date de plus de trente ans; il a permis d'améliorer

considérablement par des procédés techniques, l'hygiène du travail et de réduire les émissions ambiantes.

La Commission a pour tâche de vérifier que les différents textes Communautaires soient correctement transposés dans les droits nationaux et effectivement appliqués. Globalement ceci est le cas actuellement, même si des retards parfois importants, sont à noter. Les données disponibles même partielles, indiquent clairement une amélioration de la qualité de l'air au travail et dans l'environnement dans la Communauté, dans la dernière décennie.

International Food Safety: Comparison of U.S. and Codex Pesticide Standards

by

John Oppenheim
U.S. General Accounting Office
441 G St. NW
Washington, DC 20895

International disputes involving differences in health, safety, and environmental measures have disrupted agricultural trade between countries. Disputes often occur because standards for safety are different in different countries. For example, in 1989, the European Community banned imported meat products containing certain synthetic hormones which are widely used in the United States to promote livestock growth. In 1990, the United States seized imports of European wine containing residues of the fungicide procymidome because there was no legal tolerance established for this pesticide at the time.

Efforts to improve international rules concerning health-related regulations that affect agricultural trade have been underway in the Uruguay Round of the General Agreement on Tariffs and Trade (GATT) negotiations since 1986. The draft agreement under discussion emphasizes that countries should base their regulations on sound science and, to the extent possible, on existing international standards, particularly those of the Codex Alimentarius Commission (Codex). The GATT draft agreement does not propose that national and international standards be uniform. Rather, it recognizes that countries would maintain the right to apply standards that differ from existing international standards if there is reasonable scientific evidence to support them. Over the long-term, however, negotiators expect that harmonization should improve as national standards would become more similar as countries move to base their standards on scientific evidence.

Members of the Congress as well as many consumer and trade groups in the United States are concerned about the possible economic or health impacts associated with an increased emphasis on international standards. Little empirical research, however, exists to provide insight into the likely effects that would occur with different standards. In light of the importance the GATT

negotiators placed on the work of the Codex, the Congress asked the U.S. General Accounting Office to conduct a study that would (1) compare Codex's standards for pesticide residues and its process for setting standards with that of the United States, and (2) examine the implications of different standards for both U.S. trade and food safety.

ROLES AND RESPONSIBILITIES FOR PESTICIDE STANDARDS

Regulatory programs to promote the safe and effective use of pesticides exist in most industrialized countries. In the United States, the Environmental Protection Agency (EPA) has chief responsibility for establishing legal tolerances for pesticide residues on food commodities. Codex, created in 1962 under the auspices of the United Nations, has established international standards, codes of practice, and guidelines for different foods and for food quality and safety concerns, including pesticide uses. Codex standards are voluntary and only enforceable if adopted and used as national regulations.

The principal pesticide standards used by EPA and Codex are: (1) an acceptable daily intake (ADI) measure, which represents the total amount of a pesticide compound that can be ingested daily over a lifetime without any appreciable health risk, and (2) a maximum residue limit (MRL), or tolerance, which represents the maximum concentration of residue allowed on a food or feed commodity according to accepted uses of a pesticide. MRLs pertain to the maximum residue levels permitted on a commodity at the time of harvest; actual residue levels in foods identified at the point when they are consumed are usually much lower than MRLs. However, since MRLs are official standards, they could be used by countries to bar trade in certain food commodities.

DIFFERENT PROCEDURES FOR ESTABLISHING STANDARDS

The basic processes the United States and Codex use to evaluate potential health effects and estimate residue limits on commodities are similar; however, several areas reveal key differences that affect the setting of pesticide standards.

Types of pesticides: Under the Codex system, only pesticides considered important to international trade and those likely to result in

residues on food commodities are included. In the United States, all pesticide products must be registered and have tolerances established before they can be legally used on food products.

Good agricultural practices: Pesticide residue levels are closely associated with different characteristics of accepted good agricultural practices, which include crop-growing conditions (climate, soil, pest problems), uses of pesticides (types, quantities applied, and frequency of application), and production practices (planting, cultivation, and harvesting).

Definitions: When Codex evaluates pesticide residues, it places greater emphasis on identifying and using an indicator compound (usually the parent compound) as an indicator of the total residue. EPA tends more often to examine the total residue of a pesticide, including the parent compound as well as significant chemical breakdown components (metabolites) of the pesticide.

Pesticide data: EPA has formal requirements for pesticide data submissions, but Codex lacks the authority to require data. Thus, standards can be based on different data packages. Even when the same data are used, their interpretation may result in different scientific opinions about an appropriate standard. Differences of opinion can exist, for instance, in the way outliers (extreme values) are treated or the level of safety factors applied in estimating ADIs.

Carcinogenic pesticides: EPA assumes a risk exists at any level of exposure to a carcinogenic pesticide and focuses its quantitative assessment on whether the risk is acceptable at given exposure levels. The Codex process emphasizes calculating a threshold level (no observed effects level), which then serves as a basis for establishing an ADI.

Dietary risk exposure: EPA conducts a dietary risk exposure assessment for proposed pesticide tolerance standards by comparing the acceptable daily intake level of a pesticide against a theoretical or anticipated intake of pesticide residues. Codex has recently conducted some regional dietary risk exposure assessments, but as a practical matter, it advocates that individual countries should determine if pesticide residues pose unreasonable health risks.

NUMERICAL DIFFERENCES BETWEEN STANDARDS

The Codex system includes about 170 pesticides and, when commodity groupings are

converted to individual commodities, over 3,300 pesticide-by-commodity MRLs as compared to about 400 pesticides and 8,500 pesticide-by-commodity tolerances (MRLs) in the U.S. system. GAO compared, where possible, U.S. pesticide MRLs and ADIs against the smaller set of Codex standards.

In 62 percent of the Codex cases (2,069), MRLs cannot be directly compared because the United States either has no standard or standards are defined differently. In the remaining 1,267 pesticide-by-commodity combinations that are comparable, the United States, as shown in figure 1, has lower MRLs for 19 percent of the cases; the Codex for 34 percent. A comparison of the ADIs GAO examined (78 pesticides), shown in figure 2, reveals a different pattern: the United States has set lower levels for 66 percent of the pesticides; the Codex, for only 16 percent.

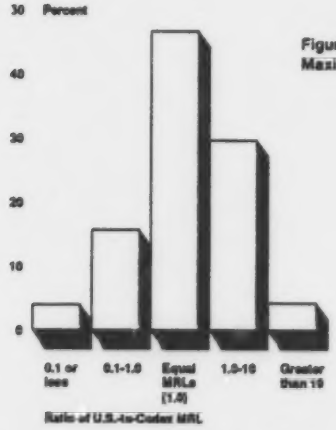


Figure 1 . Comparison of U.S.-to-Codex Maximum Residue Limits

Note: These 1,267 cases represent those pesticides with U.S. and Codex MRLs. When less than 1.0, U.S. MRL is lower; when greater than 1.0, U.S. MRL is higher.

Among the pesticides studied that EPA has rated as probable carcinogens, the United States has lower MRLs in 55 percent of the cases; the Codex, in only 27 percent. A study of the magnitude of the differences between U.S. and Codex MRLs for major U.S. agricultural exports and imports revealed that the United States has lower MRLs for about 20 percent of the pesticide-by-commodity combinations; the Codex, for 37 percent.

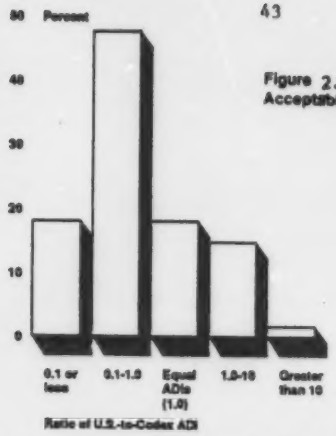


Figure 2.: Comparison of U.S.-to-Codex Acceptable Daily Intake Levels

Note: The sample consists of 78 pesticides having both U.S. and Codex ADIs. When less than 1.0, U.S. ADI is lower; when greater than 1.0, U.S. ADI is higher.

IMPLICATIONS FOR TRADE AND FOOD SAFETY

Differences in pesticide standards can have important economic and health consequences. Although Codex standards are currently voluntary and have not been fully adopted by most national authorities, it is useful to compare them to U.S. standards to illustrate the type of problems that can arise between countries with different standards.

In cases where one nation has no standard established for a pesticide, or a standard does exist but it is more stringent than another nation's, trade can be restricted, as recently occurred with the United States' detaining European wine treated with the fungicide procymidone. Large differences between standards can also affect consumer exposure to residues. For example, GAO estimated that the theoretical dietary intake of the pesticide diquat would increase for U.S. consumers from 31 percent of the ADI level when U.S. MRLs are used (assuming that the food in an average diet contains residues at maximum allowed concentrations) to 94 percent of the ADI level when Codex MRLs are substituted.

CONCLUSIONS

Important differences distinguish U.S. and Codex ADI and MRL standards. These differences reflect several technical factors pertaining to pesticide and agricultural practices and to the procedures for evaluating and establishing

standards. GAO's analysis of U.S. and Codex pesticide standards indicates that, overall, almost two-thirds of them cannot be compared because of the absence of U.S. tolerances for corresponding Codex MRLs or differences in the way pesticide residues are defined. Of the one-third that can be compared, GAO found less than half to be numerically the same.

As long as differences persist, the potential for restrictions on exports and imports and greater consumer exposure to pesticide residues will remain. Opportunities may exist to reconcile differences, but in order to determine this, a systematic review and assessment of the scientific basis for existing differences between standards will be necessary.

Les hydrocarbures aromatiques polycycliques et leurs sources au Canada

(Polycyclic Aromatic Hydrocarbons and their Sources in Canada)

Claude Gonthier
Environnement Canada

Texte non reçu au moment de mettre sous presse
Paper unavailable at time of printing

MESURE D'HYDROCARBURES AROMATIQUES POLYCYCLIQUES DANS L'AIR AMBIANT AU QUÉBEC (CANADA)

A. GERMAIN[1] ET M. BISSON[2]

1: Environnement Canada, Conservation et Protection, Division du contrôle de la pollution atmosphérique et des toxiques, 1179 rue de Bleury, Montréal, Québec, H3B 3H9.
2: Ministère de l'Environnement du Québec Division des réseaux atmosphériques, 2360, Chemin Sainte-Foy, 2è étage, Sainte-Foy, Québec, G1X 4H2

INTRODUCTION

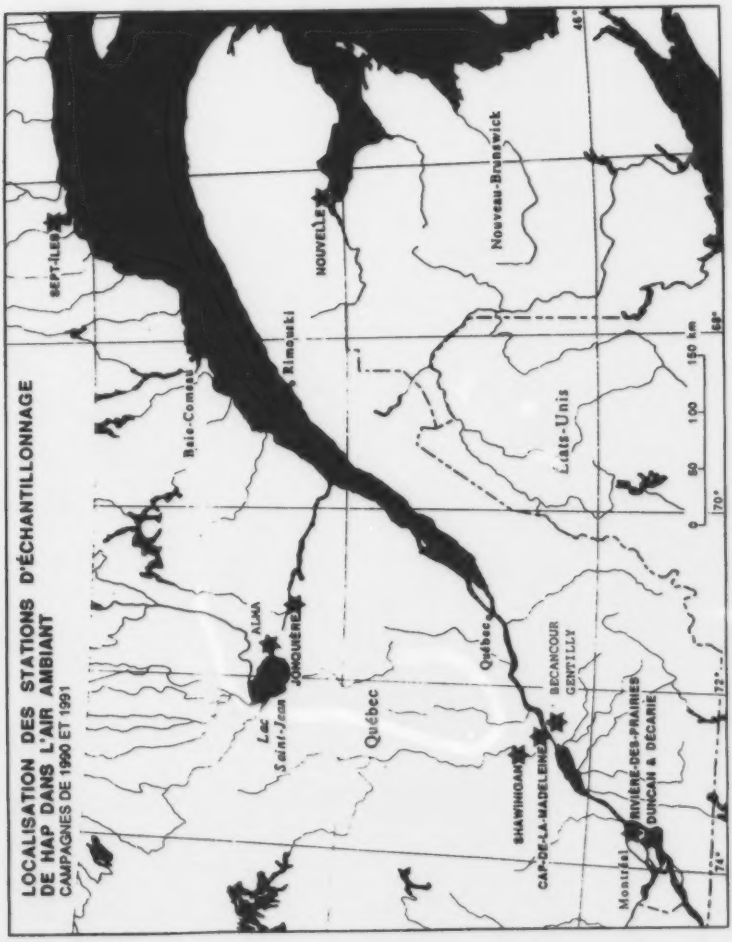
En 1989, Environnement Canada (région du Québec) initiait conjointement avec le ministère de l'Environnement du Québec (MENVIQ) un programme de mesure de 26 hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) dans l'air ambiant au Québec. L'objectif était d'évaluer le niveau d'exposition des individus aux HAP provenant des principaux secteurs d'émissions dans la province, à savoir l'électrolyse de l'alumine, la fabrication du carbure de silice, le chauffage au bois, l'incinération de déchets de bois et le transport urbain. Les directions régionales du MENVIQ et le Service de l'environnement de la Communauté urbaine de Montréal (CUM) étaient responsables du prélèvement de la majorité des échantillons.

MATERIEL ET METHODES

Les mesures de HAP dans l'air ambiant ont été réalisées au cours de quatre campagnes différentes, soit l'automne 1989, l'hiver et l'été 1990 et l'hiver 1991 (1,2). Les villes d'Alma, Jonquière et Shawinigan ont fait l'objet de prélèvements pour vérifier l'influence des alumineries sur les niveaux de HAP retrouvés dans l'air ambiant. À Sept-Iles et dans le quartier Rivière-des-Prairies de la ville de Montréal, nous avons voulu vérifier l'impact du chauffage au bois. Au Cap-de-la-Madeleine, nous avons regardé l'impact d'une usine de carbure de silice. Près de l'autoroute Métropolitaine et du boulevard Décarie (Duncan-Décarie), nous avons vérifié les niveaux provenant du transport urbain. Les postes de Bécancour et de Gentilly étaient situés de part et d'autre d'un parc industriel comprenant, entre autre, une aluminerie utilisant la meilleure technologie disponible.

Au cours de la plupart des campagnes, l'échantillonnage était réalisé aux six jours au moyen de deux types d'échantillonneur à grand débit ("hi-volume sampler") modifié. Les deux appareils étaient munis d'une mousse de polyuréthane installée immédiatement après le filtre en fibre de verre imprégné de teflon. L'appareil utilisé par Environnement Canada (fig. 1) fonctionnait à un taux de pompage réduit (0,6 m^3/min) et le volume de gaz pompé était mesuré par un compteur à gaz sec (3). Celui employé par le MENVIQ fonctionnait à un débit d'environ 1,1 m^3/min et le volume était calculé à partir d'un enregistrement graphique. Dans les deux cas, la durée du prélèvement était de 24

heures. L'emploi de filtre et de mousse de polyuréthane permettaient de capter les HAP sous forme particulaire et gazeuse séparément.



CARTE DE LOCALISATION DES STATIONS D'ÉCHANTILLONNAGE

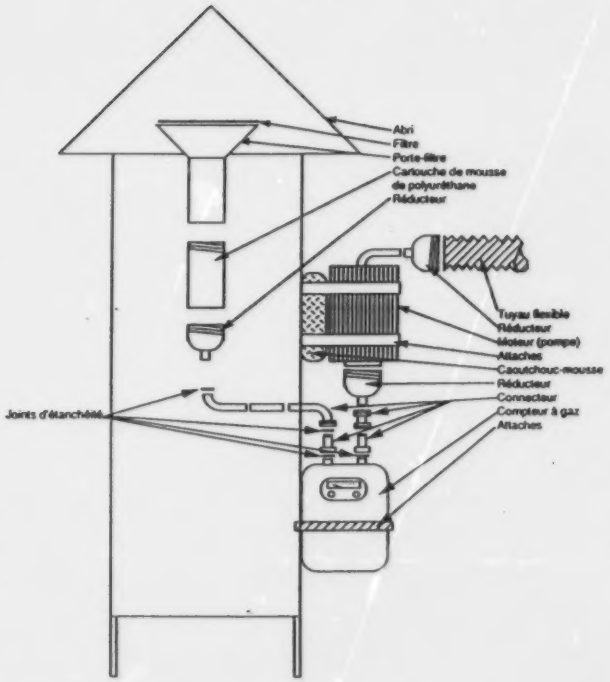


Figure 1. SCHÉMA DE L'ÉCHANTILLONNEUR À GRAND VOLUME MODIFIÉ

Les filtres et les mousses de polyuréthane étaient récupérés dans les 24 heures suivant le prélèvement, refroidis à 4 °C, mis à la noirceur et envoyés aux laboratoires pour analyse. Les échantillons prélevés pour Environnement Canada étaient envoyés à un laboratoire privé alors que ceux du MENVIQ étaient acheminés à leur laboratoire de Laval. En laboratoire, les filtres et les mousses étaient dopés avec des HAP deutérés comportant de deux à six cycles. L'extraction des filtres et des mousses était faite séparément, au soxhlet, durant 18 heures avec du benzène, du dichlorométhane et du cyclohexane. Les deux extraits étaient ensuite évaporés puis purifiés sur colonne de gel de silice. Par après, un étalon interne (d10-pyrène) était ajouté avant la chromatographie en phase gazeuse sur colonne capillaire et le dosage des HAP se faisait par spectrométrie de masse(4).

En plus des produits deutérés, les mesures de contrôle de qualité suivantes ont été faites par les laboratoires: analyse de témoins de méthode et d'échantillonnage, analyse de matériaux de référence (NBS 1649) et analyses en duplicata à l'interne. Le traitement des données s'est fait en tenant compte des valeurs mesurées avec les témoins de

méthode alors qu'il n'y a pas eu correction pour les taux de récupération. Le volume des échantillons mesuré par le compteur à gaz était corrigé à température et pression normales (25 °C, 101.3 kPa). Les données provenant du Centre de technologie environnementale (RRTC) d'Environnement Canada et utilisées à titre comparatif, ont été obtenues avec la même technique d'échantillonnage (5,6).

RESULTATS ET DISCUSSION

L'emploi de filtres et de mousses de polyuréthane nous a permis de capter les HAP dans les fractions particulaires et gazeuses. Les composés les plus légers sont majoritairement mesurés dans la fraction gazeuse alors que les composés les plus lourds sont associés aux particules (fig. 2). La répartition entre les deux phases dépend de la tension de vapeur des produits (7,8), de la capacité de rétention de la mousse de polyuréthane, du volume total de l'échantillon et de la température à laquelle se fait l'échantillonnage. Ainsi, nos résultats sont généralement plus élevés lors des campagnes d'hiver, alors que la température est froide et que la tension de vapeur des produits est plus faible.

Le tableau 1 présente le sommaire des mesures faites aux différents endroits de la province. Nous avons inclu dans ce tableau les résultats de mesures faites par le RRTC d'Environnement Canada à Montréal et à Jonquière. On y retrouve aussi les résultats obtenus en 1987 et 1988 par le MENVIQ (9) à Jonquière. Les résultats montrent que ce sont à Alma, Jonquière et Shawinigan, où sont établies des usines d'électrolyse de l'alumine utilisant le procédé Söderberg à goujons horizontaux, que les niveaux les plus élevés sont retrouvés. Les niveaux mesurés varient de la limite de détection jusqu'à 16 442 ng/m^3. Les valeurs moyennes (moyenne arithmétique) en HAP total pour ces trois endroits varient entre 913 et 1907 ng/m^3. Les moyennes géométriques, plus basses que les moyennes arithmétiques, varient entre 318 et 603 ng/m^3 et, en général, s'approchent davantage des valeurs médianes (202 à 790 ng/m^3) que des moyennes arithmétiques. La non-normalité des distributions explique les écarts entre les moyennes.

La figure 3 produite à partir des valeurs d'Environnement Canada, fait ressortir l'influence de l'aluminerie pour la ville de Jonquière. En effet, les valeurs les plus hautes sont mesurées lorsque la station d'échantillonnage est sous le vent de l'usine. Si nous enlevons les deux valeurs extrêmes, l'indice de corrélation devient alors 0.63 à un niveau de probabilité de 95 %. Cette influence avait aussi été notée par le MENVIQ pour les données de 1987 et 1988, mesurées au même endroit. La corrélation obtenue (0.91) pour les journées où le vent provenait de la source était significative à un seuil de probabilité de 99 %. Pour Alma et Shawinigan, l'absence de données météorologiques nous a empêché de faire cette vérification.

Pour les autres secteurs d'émissions, les données obtenues au Cap-de-la-Madeleine sont les plus hautes. L'usine de carbure de silice peut en être responsable mais la présence de combustion industrielle du bois et d'un incinérateur d'hôpital dans les environs peuvent avoir une influence non négligeable.

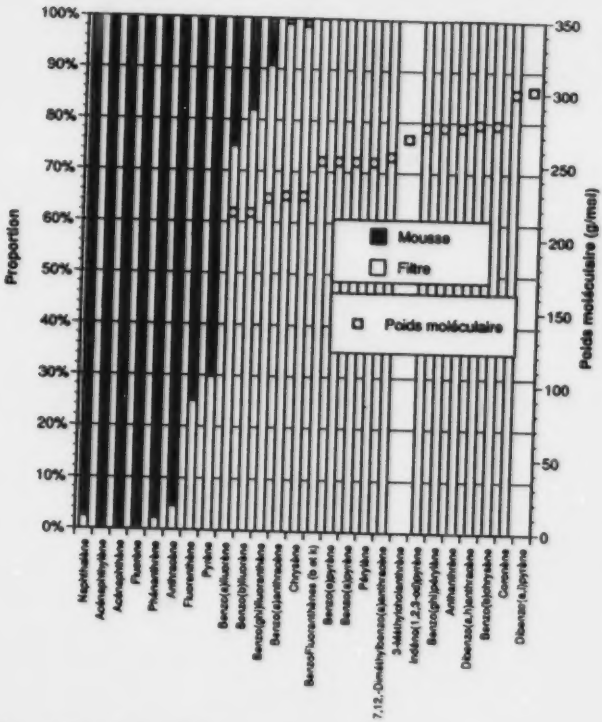


Figure 2. RÉPARTITION DES HAP CAPTÉS PAR LES FILTRES ET LES MOUSSES À DIFFÉRENTS ENDROITS (N = 71)

Les résultats obtenus dans le quartier Rivière-des-Prairies de Montréal (CUM) et à Sept-Iles montrent l'importance du chauffage résidentiel au bois comme source d'émissions. Les données d'hiver aux deux endroits (HAP totaux moyens de 215 et 298 ng/m^3) sont plus élevées que celles de l'été (HAP totaux moyens de 99 et 14 ng/m^3). Les valeurs plus élevées à Sept-Iles sont expliquées par la géographie locale (station dans une légère dépression du sol) et la forte densité des maisons dans le quartier environnant.

L'intersection Duncan et Décarie de la CUM (transport urbain) montre une valeur moyenne (97 ng/m^3) supérieure à ce qui a été mesuré à Pointe-aux-Trembles (73 ng/m^3) et près du centre-ville (69 ng/m^3) par le RRTC. L'influence des deux grandes voies de circulation se fait sentir, mais les mesures faites uniquement l'hiver pour l'intersection Duncan et Décarie font que l'on surestime probablement la moyenne de cet endroit par rapport aux deux autres.

Les niveaux moyens mesurés à Bécancour (39 ng/m^3) et Gentilly (47 ng/m^3) près du parc industriel sont les plus bas parmi les sites étu-

Tableau 1: SOMMAIRE DES CONCENTRATIONS D'HYDROCARBURES AROMATIQUES POLYCYCLIQUES AU QUÉBEC ENTRE 1984 ET 1991

Localisation	Poste	Principales sources d'influence	Période Saison	# Produits	n	moyenne aritb. ng/m^3	moyenne géomét. ng/m^3	médiane ng/m^3	min. ng/m^3	max. ng/m^3
CUM[1]	Riv. des Prairies	Chauffage au bois	A89 à A90	26	31	145	102	111	8	391
CUM[1]	Duncan & Décarie	Transport	H91	26	10	97	96	102	63	120
CUM[2]	Pte-aux-Trembles	Pétrochimie et raffinage	A84 à P86	27	29	73	55	50	15	213
CUM[3]	rue Ontario	Transport	P89 à H90	27	33	69	56	58	21	289
Sept-Iles[1]	Parc Ferland	Chauffage au bois	H90 à H91	26	24	203	69	61	7	856
Cap-de-la-Madeleine[1]	des Vétérans	Usine de carbure de silice	A89 à H90	26	16	286	155	147	30	1977
Shawinigan[1]	St-Joseph	Aluminerie (HSS)	A89 à É91	26	34	1526	509	434	31	16442
Jonquière[4]	Powell	Aluminerie (HSS)	A87 à É88	22	20	1436	318	202	5,8	8249
Jonquière[3]	Powell	Aluminerie (HSS)	P89 à H90	27	25	1549	603	790	15	9860
Jonquière[1]	Powell	Aluminerie (HSS)	A89 à H91	26	17	1907	510	361	58	10907
Shawinigan[3]	St-Joseph	Aluminerie (HSS)	H91	22	10	935	389	276	68	3994
Alma[5]	Jean-Deguen	Aluminerie (anodes précuites)	H91	22	10	913	599	582	74	2284
Bécancour[5]	Aréna	Aluminerie (anodes précuites)	H91	22	10	39	30	39	4,0	86
Gentilly[5]	Poste de pompiers	Aluminerie (anodes précuites)	H91	22	10	47	43	42	22	107

Sources: 1: Environnement Canada (1992); 2: T. Dann, 1989; 3: T. Dann, 1990 ; 4: N. Bisson, 1991 5: MENVIQ: Données inédites

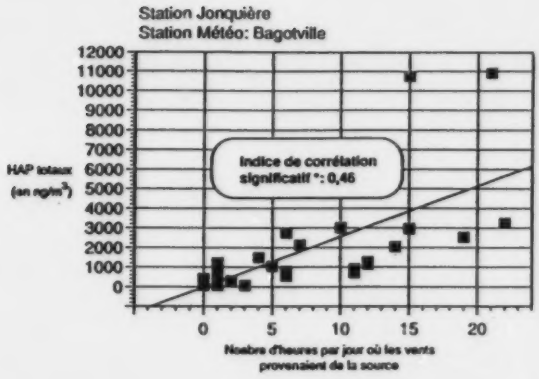


Figure 3. INFLUENCE DES VENTS SUR LES RÉSULTATS MESURÉES À LA STATION DE JONQUIÈRE

diés. Ils se rapprochent de ceux mesurés à l'Île Walpole (10 ng/m^3 de HAP totaux (10)), endroit représentatif des valeurs de fond pour les HAP au Canada.

En ce qui concerne le benzo(a)pyrène ou BaP, composé le plus étudié parmi les HAP, nous l'avons mesuré à des niveaux variant de la limite de détection à 460 ng/m^3 (tableau 2). C'est à Alma, Shawinigan et Jonquière que les valeurs moyennes arithmétiques sont les plus élevées (de 23 à 43 ng/m^3). Tout comme pour les HAP totaux, les moyennes géométriques du BaP sont plus faibles à ces trois endroits (de 2 à 8,5 ng/m^3) et se rapprochent des valeurs médianes (2,9 à 12 ng/m^3). Ces valeurs sont dans le même ordre de grandeur que celles mesurées (moyenne arithmétique: 28 ng/m^3; maximum: 160 ng/m^3) par Thrane (1987) en Norvège (11), à proximité d'une aluminerie utilisant le même procédé. Elles sont plus élevées que celles citées par Sloof et al. (1989; 12) pour Berlin-Ouest (moyenne de 9,1 ng/m^3), influencé par le chauffage au charbon.

Dans les secteurs influencés par le chauffage au bois, les niveaux moyens étaient plus bas (1,6 et 1,9 ng/m^3) que dans les secteurs près des alumineries utilisant le procédé Söderberg HSS. Pour les endroits influencés par le transport urbain, les niveaux moyens varient entre 0,6 et 0,8 ng/m^3. Encore une fois, les concentrations mesurées près de l'autoroute Métropolitaine et du boulevard Décarie sont un peu plus élevées qu'aux deux autres endroits de Montréal pour lesquels Environnement Canada a fait des mesures. À Bécancour et Gentilly, le BaP est retrouvé dans le même ordre de grandeur qu'aux stations du centre-ville et de l'est de Montréal. Le niveau moyen de BaP mesuré à l'Île Walpole est de 0,08 ng/m^3 en 1988-1989 et les valeurs maximales y atteignent 0,7 ng/m^3.

Les tableaux 3 et 4 qui présentent la somme des 16 HAP communs à

Tableau 2:

SOMMAIRE DES CONCENTRATIONS DE BENZO(A)PYRENE
AU QUÉBEC ENTRE 1984 ET 1991

Localisation	Poste	Principales sources d'influence	Période Saison	n	moyenne arith. ng/m^3	moyenne géométr. ng/m^3	médiane ng/m^3	Min. ng/m^3	max. ng/m^3
CUM[1]	Riv. des Prairies	Chauffage au bois	A89 à A90	31	1,6	0,8	1,0	<0,1	8,3
CUM[1]	Duncan & Décarie	Transport	H91	10	0,8	0,7	0,7	0,3	1,5
CUM[2]	Pte-aux-Trembles	Pétrochimie et raffinage	A84 à P86	29	0,6	0,2	0,2	<0,1	4,9
CUM[3]	rue Ontario	Transport	P89 à H90	33	0,6	0,2	0,3	<0,1	3,0
Sept-Iles[1]	Parc Ferland	Chauffage au bois	H90 à H91	24	1,9	0,4	0,7	<0,1	9,4
Cap-de-la-Madeleine[1]	des Vétérans	Usine de carbure de silice	A89 à H90	16	1,5	0,2	0,7	<0,1	5,8
Shawinigan[1]	St-Joseph	Aluminerie (HSS)	A89 à É91	34	28	3,6	4,2	<0,1	460
Jonquière[4]	Powell	Aluminerie (HSS)	A87 à É88	20	36	2,0	1,0	<0,1	226
Jonquière[3]	Powell	Aluminerie (HSS)	P89 à H90	25	33	8,5	12	<0,1	222
Jonquière[1]	Powell	Aluminerie (HSS)	A89 à H91	17	43	4,9	3,9	<0.1	305
Shawinigan[3]	St-Joseph	Aluminerie (HSS)	H91	10	26	4,6	2,9	0,3	165
Alma[5]	Jean-Deguen	Aluminerie (anodes précuites)	H91	10	23	13	11	1,3	65
Bécancour[5]	Aréna	Aluminerie (anodes précuites)	H91	10	0,5	0,3	0,4	<0,1	1,3
Gentilly[5]	Poste de pompiers	Aluminerie (anodes précuites)	H91	10	0,5	0,4	0,3	<0,1	2,5

Sources: 1: Environnement Canada (1992); 2: T. Dann, 1989; 3: T. Dann, 1990 ; 4: M. Bisson, 1991 5: MENVIQ: Données inédites

Tableau 3: CONCENTRATION DE 16 HAP AU QUÉBEC, HIVER 1990-1991

Localisation	Poste	n	moyenne arith. ng/m^3	moyenne géométr. ng/m^3	médiane ng/m^3	min. ng/m^3	max. ng/m^3
CUM[1]	Duncan & Décarie	10	75	72	76	43	109
Sept-Iles[1]	Parc Ferland	8	134	69	54	13	362
Jonquière[1]	Powell	5	2405	562	691	69	10090
Shawinigan[1]	St-Joseph	9	452	204	206	23	1438
Shawinigan[2]	marché Boisvert	10	870	330	251	48	3932
Alma[2]	Jean-Deguen	10	796	523	487	67	2017
Bécancour[2]	Aréna	10	33	21	32	1,3	78
Gentilly[2]	Poste de pompiers	10	37	32	32	17	99

Sources: 1: Environnement Canada (1992); 2: MENVIQ: Données inédites

Tableau 4: CONCENTRATION DE BENZO(A)PYRENE AU QUÉBEC, HIVER 1990-1991

Localisation	Poste	n	moyenne arith. ng/m^3	moyenne géométr. ng/m^3	médiane ng/m^3	min. ng/m^3	max. ng/m^3
CUM[1]	Duncan & Décarie	10	0,8	0,7	0,7	0,3	1,5
Sept-Iles[1]	Parc Ferland	8	1,8	0,7	0,6	0,1	6,2
Jonquière[1]	Powell	5	52	11	11	1,6	228
Shawinigan[1]	St-Joseph	9	9,2	2,4	4,4	0,1	33
Shawinigan[2]	marché Boisvert	10	26	4,6	2,9	0,3	165
Alma[2]	Jean-Deguen	10	23	13	11	1,3	65
Bécancour[2]	Aréna	10	0,5	0,3	0,4	<0,1	1,3
Gentilly[2]	Poste de pompiers	10	0,5	0,4	0,3	<0,1	2,5

Sources: 1: Environnement Canada (1992); 2: MENVIQ: Données inédites

Environnement Canada et au MENVIQ et les teneurs en BaP pour les stations étudiées durant l'hiver 1990-1991 montrent que les résultats obtenus au cours de cette période concordent avec ceux présentés aux tableaux 1 et 2 pour la période 1984-1991. Pour les stations échantillonnées uniquement en 1991, nous pouvons remarquer qu'il y a peu de différences entre la somme des 16 HAP communs et les valeurs des HAP totaux (valeurs maximales de 3932 vs 3994 ng/m^3 à Shawinigan).

CONCLUSION

Les résultats montrent que les niveaux de HAP les plus élevés sont retrouvés dans les villes soumises aux émissions provenant des usines d'électrolyse de l'alumine utilisant le procédé Söderberg à goujons horizontaux. Les valeurs des moyennes géométriques y sont jusqu'à 10 fois supérieures à celles des endroits soumis au chauffage résidentiel au bois et au transport urbain et 50 fois supérieures aux niveaux de base.

Les différences saisonnières observées pour les secteurs où il y a du chauffage résidentiel au bois indiquent la prédominance de cette source de HAP. Dans le quartier Rivière-des-Prairies de Montréal, influencé par le chauffage au bois et le transport urbain, les niveaux sont deux fois plus élevés l'hiver que l'été. A Sept-Iles, où l'aspect chauffage prédomine sur le transport, le rapport entre les données d'hiver et d'été est de 20. À Montréal, les données montrent que le transport urbain peut être responsable de niveaux non négligeables de HAP dans l'air ambiant.

À Bécancour où est situé une aluminerie utilisant la meilleure technologie disponible, les niveaux de HAP retrouvés de part et d'autre du parc industriel s'apparentent plus aux niveaux retrouvés à Montréal qu'à ceux retrouvés à Alma, Jonquière et Shawinigan.

BIBLIOGRAPHIE

1. Lavalin Environnement, (1992) HAP dans l'air ambiant au Québec (Campagnes automne 1989-hiver 1990). Rapport préparé pour la Division du contrôle de la pollution atmosphérique et des toxiques, Conservation et Protection, région du Québec, Environnement Canada, 103 p. + annexes (en préparation)
2. Lavalin Environnement, (1992) HAP dans l'air ambiant au Québec (Campagnes automne 1990-hiver 1991). Rapport préparé pour la Division du contrôle de la pollution atmosphérique et des toxiques, Conservation et Protection, région du Québec, Environnement Canada, 115 p. + annexes (en préparation)
3. Environment Canada, (1987) Technical Assistance Document, Sampling of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in Ambient Air, Environment Canada, Pollution Measurement Division, p.m.
4. Novalab Ltée, (1990) Détermination des teneurs en HAP dans l'air ambiant, campagne d'échantillonnage automne, 1989, Rapport soumis à Environnement Canada, Conservation et Protection, p.m.
5. Environment Canada, (1989) Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in the Ambient Air of Toronto, Ontario and Montreal, Quebec, Environment Canada, Technology Development & Technical Services Branch, Pollution Measurement Division, 111 p + annexes
6. Environment Canada (1990) Note de service de T. Dann à C. Gon-

thier, Centre de technologie environnementale de River Road, Ottawa

7. You, F. et T.F.Bidleman, (1984) Influence of Volatility on the Collection of Polycyclic Aromatic Hydrocarbon Vapors with Polyurethane Foam, Environ. Sci. Technol., 18(5):330
8. Sonnefeld, W.J., W.H. Zoller et W.E. May, (1983) Dynamic Coupled-Column Liquid Chromatographic Determination of Ambient Temperature Vapor Pressure of Polynuclear Aromatic Hydrocarbons, Anal. Chem. 56(13), p. 2240
9. Bisson, M. (1991) Rapport sur l'évaluation d'un dispositif d'échantillonnage des hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) dans l'atmosphère. Ministère de l'Environnement du Québec, Direction des écosystèmes urbains, 75 p.
10. Environment Canada, (1990) Detroit Incinerator Monitoring Program, Data Report #4, Environment Canada, C&P, River Road Environmental Technology Centre, Ottawa, Ontario, PMD 90-8
11. Thrane, K.E. (1987) Ambient Air Concentrations of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons, Fluorides, Suspended Particles and Particulate Carbon in Areas Near Aluminium Production Plants. Atmospheric Environment, 21(3) 617-628
12. Sloof, W., J.A. Janus, A.J.C.M. Matthijsen, G.K. Montizaan et J.P.M. Ros (eds) 1989. Integrated Criteria Document PAHs. National Institute of Public Health and Environmental Protection, Bilthoven, The Netherlands, 199p.

RÉDUCTION DES ÉMISSIONS DE HAP DES SALLES DE CUVES SODËRBERG À GOUJONS HORIZONTAUX

par

R. Gariépy, A.L. Proulx, R. Violette
Société d'Électrolyse et de Chimie Alcan Ltée
Jonquière, Québec

RÉSUMÉ

Les émissions de HAP sont, depuis plusieurs années, l'objet d'études soutenues par la Société d'Électrolyse et de Chimie Alcan Ltée (SÉCAL). Ce document brosse le portrait de la situation des salles de production d'aluminium primaire, avec la technologie Sodërberg à goujons horizontaux de SÉCAL au Québec.

Les actions réalisées ont permis de diminuer les émissions de HAP de 3,23 à 2,11 kg/t métr. Al de 1983 à 1991. Ces émissions devraient se situer à 1,62 kg/t métr. Al en 1992, avec l'emploi d'une pâte Sodërberg avec brai à haut point de ramollissement. Les émissions pourraient encore baisser aux environs de 0,55 kg/t métr. Al avec la transformation en épurateurs électrostatiques des épurateurs humides actuels, si cette technologie s'avère viable.

L'objectif ultime demeure toutefois le remplacement de la technologie Sodërberg à goujons horizontaux par la techonologie de cuves à anodes précuites dont les émissions de HAP se situent à 0,001 kg/t métr. Al. La première étape de remplacement a été réalisée avec la mise en opération de l'usine Laterrière et la fermeture définitive de 10 salles de cuves Sodërberg du Complexe Jonquière. Les émissions de HAP y ont été réduites de 85 % par rapport au niveau de 1983.

HISTORIQUE

Les émissions de HAP sont, depuis plusieurs années, l'objet d'une étude soutenue par la Société d'Électrolyse et de Chimie Alcan Ltée (SÉCAL). Bien que ces composés puissent avoir une origine naturelle, ils sont aussi générés par les activités humaines lors de la combustion incomplète de matière organique. Dans une aluminerie, ces substances sont principalement produites lors de la cuisson in-situ des anodes dans les cuves de type Sodërberg à goujons horizontaux.

La pâte anodique des cuves Sodërberg à G.H. est en effet un mélange de coke et de brai de goudron de houille qui, suite à une combustion incomplète, génère des HAP qui sont envoyés avec les gaz des cuves vers un système d'épuration à voie humide, qui n'a pas été conçu pour ce genre de polluant (efficacité de 15-20 %).

La figure 1 montre les différences des émissions de HAP pour une aluminerie avec cuves Sodërberg à goujons horizontaux, et une aluminerie avec cuves à anodes précuites.

Depuis 1981, des travaux concernant l'identification de plusieurs composés aromatiques polycycliques spécifiques, inclus dans les goudrons, ont été réalisés et ce, en tenant compte des polluants prioritaires reconnus par l'"Environmental Protection Agency"[1]. Des méthodes d'analyse ont donc été adaptées et publiées par notre laboratoire de recherche de façon à mieux cibler les quatorze composés de l'E.P.A.[2].

En parallèle, en 1985, une méthode d'échantillonnage des 14 HAP (hydrocarbures aromatiques polycycliques) a été développée pour les sources fixes en accord avec les méthodes de base d'Environnement Canada[3], puis avec celles d'E.P.A.[4]. Ces méthodes ont été modifiées en incluant, pour l'identification des composés plus volatiles, la résine TENAX GC dans le système d'échantillonnage et ce, après le circuit des barboteurs, pour les épurateurs à voie humide[5]. Pour les évents de toits, la méthode E.P.A. 14[6], a été utilisée avec la résine TENAX GC.

---

(1) Environmental Protection Agency, Federal Register, vol. 44, #233, 3 December 1979, pp. 69514-69517.

(2) Alcan, "Determination of Polycyclic Bromatic Hydrocarbon by High Perform Liquid Chromatography", Alcan Method, 1984

(3) Environnement Canada, "Méthode de référence normalisée en vue d'essais aux sources: mesure des émissions de particules provenant de sources fixes", EPS 1-P-74-1.

(4) Environmental Protection Agency, Code of Federal Regulations, Title 40, Part. 60, appendix A, July 1987 or latest CRF.

(5) HOULE, G., "Mise au point d'une méthode d'échantillonnage pour la mesure des hydrocarbures aromatiques polycycliques (H.A.P.) provenant de sources fixes", Ministère de l'environnement du Québec, Direction de l'assainissement de l'air, 1987.

(6) U.S. EPA, "Determination of Particulate Emissions from Stationary Sources", Federal Register, vol. 42, #160, 1977, and vol. 42, #182, 1978.

Durant la même période, des programmes de mesures de ces composés aromatiques en environnement urbain ont été réalisés en utilisant le B(A)P comme indicateur de la présence de HAP, étant donné sa relative stabilité et son potentiel cancérigène. La méthode d'échantillonnage est décrite dans une autre publication[7].

Tandis que se faisait le développement des méthodes d'échantillonnage et l'analyse des HAP, notre première action a été d'implanter un vaste programme de protection des travailleurs: équipements de protection individuels, développement et implantation d'équipements mobiles avec air conditionné. Simultanément, nous avons entrepris un programme de réduction à la source des HAP.

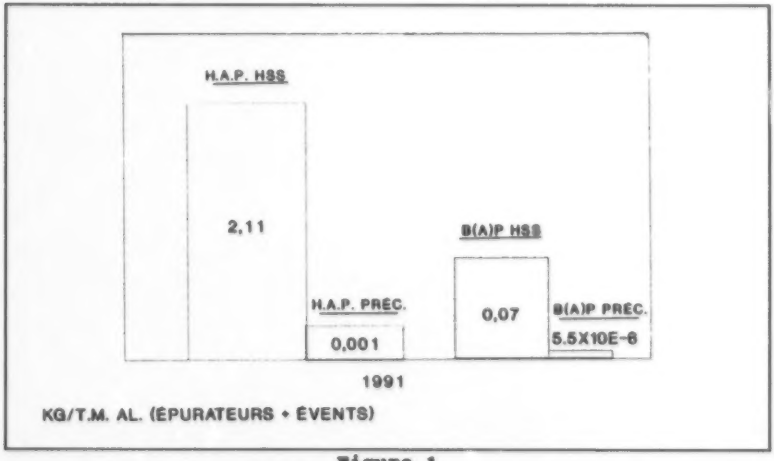


Figure 1
COMPARAISON DES ÉMISSIONS DE HAP ET B(a)P SÉCAL SALLES DE CUVES SODÉRBERG (HSS) ET SALLES DE CUVES À ANODES PRÉCUITES

SOURCE DES ÉMISSIONS HAP

Les émissions de HAP sont reliées à l'emploi du brai de goudron de houille, qui est utilisé comme agent liant pour produire la pâte Sodërberg (figure 2). Cette dernière constitue l'anode du procédé d'électrolyse (figure 3).

---

(7) Roussel R., Allaire M., Friar R.S., "Atmospheric Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (P.A.H.) at Large Point Source of Emissions: A: Identification and Determination of Polycyclic Aromatic Compounds in Airborne Particulate Matter Near a Horizontal Stud Sodërberg Plant", soumis pour publication

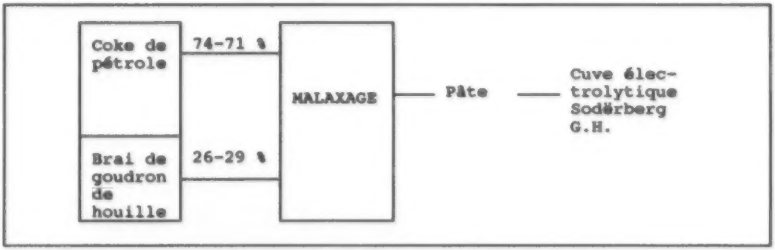


Figure 2
PRODUCTION DE LA PÂTE SODËRBERG

Lorsqu'une partie de l'anode Sodërberg est consommée, on y fait, sur le dessus, une addition de pâte. La pâte cuit entre le moment de son addition et de sa consommation. Au cours de cette cuisson, les HAP du brai de goudron sont générés principalement par les côtés de l'anode (figure 3). Ces émissions sont majoritairement dirigées vers les systèmes d'épuration, avant d'être rejetées à l'atmosphère.

Les principales activités du programme de réduction à la source, qui sont décrites plus loin, furent les suivantes;

- Optimisation du procédé d'électrolyse
- Modifications des caractéristiques de la pâte Sodërberg
- Amélioration de l'efficacité d'épuration sur les HAP

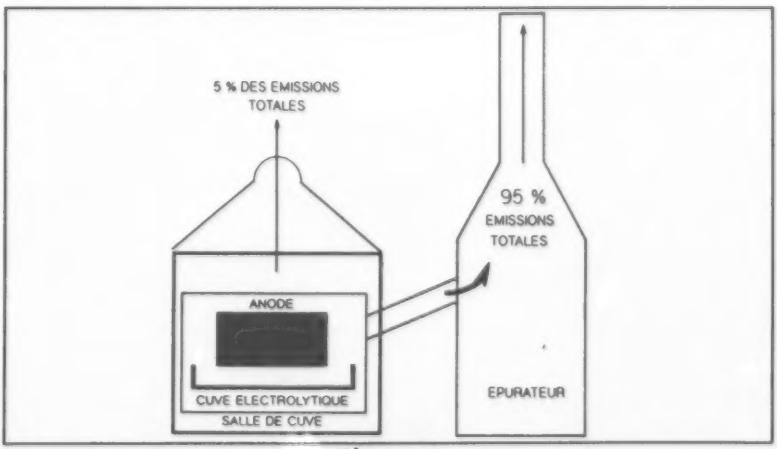


Figure 3
ÉMISSIONS DE HAP DE LA CUVE SODËRBERG À GOUJONS HORIZONTAUX

1.0 OPTIMISATION DU PROCÉDÉ D'ÉLECTROLYSE

Diverses actions étaient réalisées en usine, afin de réduire l'oxydation à l'air de l'anode Sodërberg et la consommation anodique, par une optimisation des paramètres de contrôle de procédé et des pratiques de travail. Toute réduction de la consommation se traduit directement en une réduction des émissions de HAP.

2.0 MODIFICATIONS DES CARACTÉRISTIQUES DE LA PÂTE SODËRBERG

Différentes améliorations potentielles, toutes visant à changer les caractéristiques fondamentales de la pâte, furent identifiées en 1982, afin de réduire les émissions de HAP, soit:

- pâtes avec des teneurs en liant plus basses;
- pâtes avec des brais de goudron de houille ayant des caractéristiques différentes;
- pâtes densifiées afin de favoriser le craquement des HAP dans l'anode Sodërberg elle-même;
- additifs à la pâte pour favoriser le craquement des HAP.

2.1 Évaluation des améliorations potentielles en laboratoire

2.1.1 Appareil de laboratoire:

Afin d'accélérer l'identification des solutions les plus prometteuses, un modèle physique de laboratoire fut développé, afin de simuler le comportement de la pâte dans la cuve électrolytique[8] (figure 4). Un échantillon (de brai ou de pâte) est chauffé jusqu'à 250 °C, et les matières volatiles condensables sont recueillies durant 15 heures à cette température. Les volatiles sont condensés et pesés, et les résultats exprimés en $mg/cm^2.h$.

2.1.2 Résultats en laboratoire:

Le tableau 1 résume les réductions des émissions de HAP obtenues en laboratoire avec les modifications de la pâte Sodërberg. Il est à noter que les autres avenues décrites précédemment ne se sont pas révélées prometteuses.

---

[8] Castonguay L., Rhedeay P.J. (1987), "Effect of Raw Material Properties and Processing Methods on Electrode Behaviour, CIM Proceedings, vol. 5, 1987.

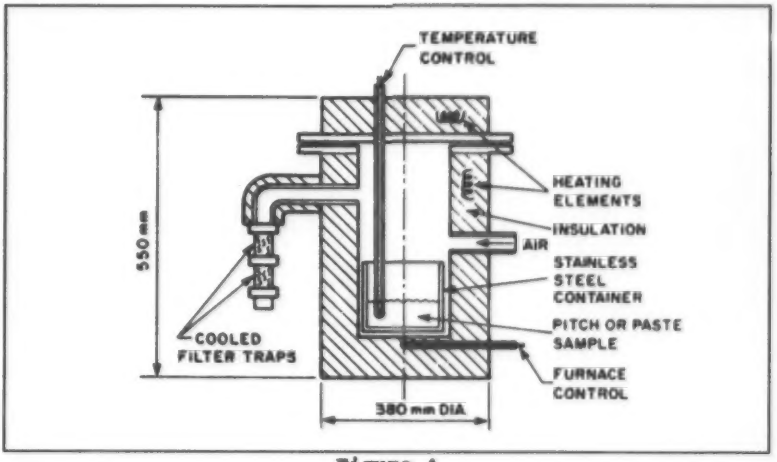


Figure 4
APPAREIL DE LABORATOIRE POUR SIMULER LES ÉMISSIONS DE GOUDRONS

Tableau 1
PROGRAMME DE RÉDUCTION DES ÉMISSIONS DE HAP

Modifications des caractéristiques de la pâte Soderberg	Réduction des HAP	
	Obtenue en laboratoire	Obtenue à l'échelle industrielle
1. Pâte fluide brai standard (Point de référence)	-	-
2. Pâte sèche brai standard	15 % de 1	-
3. Pâte sèche brai à haut point de ramollissement	40 % de 1	-

2.2 Évaluations et applications en milieu industriel

En regard des réductions décrites au Tableau 1, un vaste programme d'évaluation fut réalisé en milieu industriel. Nous nous devions d'évaluer l'impact des améliorations envisagées concernant la pâte, tant sur la réduction des HAP que sur le procédé de fabrication de la pâte et la performance de la cuve électrolytique.

Ces résultats peuvent être retrouvés dans des publications récentes [9][10].

Pâte sèche avec brai standard

Des évaluations préliminaires en usine nous avaient conduits à sélectionner une pâte avec une réduction de 2 % de sa teneur en liant (ex.: 28,2 à 26,2 %). Avec des réductions plus importantes de la teneur en liant, il devenait difficile, sinon impossible, d'opérer la cuve Soderberg.

Une réduction de 16 % des HAP (sign. à 95 %) fut obtenue avec la pâte sèche avec brai standard, comparativement à la pâte fluide avec brai standard.

Ce résultat, conjugé à la performance acceptable de la cuve d'électrolyse, a amené son implantation, en 1987, dans toutes nos installations au Québec.

Pâte sèche avec brai à haut point de ramollissement (brai HPR)

Une réduction de 25 % des émissions de HAP fut mesurée avec l'emploi de la pâte avec brai HPR par rapport à la pâte avec le brai standard.

Face à ce gain et à la performance acceptable de la cuve Soderberg, la décision a été prise d'investir 27 M$ pour moderniser l'usine de fabrication de pâte Soderberg de Shawinigan, afin qu'elle puisse produire, à l'échelle industrielle, la pâte avec brai HPR. Cette dernière alimentera nos installations de Shawinigan, Beauharnois et Isle-Maligne, à compter de T2-92.

2.3 Sommaire

Le Tableau 2 résume les réductions des émissions de HAP obtenues à l'échelle industrielle versus celles estimées en laboratoire.

Tableau 2
PROGRAMME DE RÉDUCTION DES ÉMISSIONS DE HAP

Modifications des caractéristiques de la pâte Soderberg	Réduction des HAP	
	Obtenue en laboratoire	Obtenue à l'échelle industrielle
1. Pâte fluide brai standard (Point de référence)	-	-
2. Pâte sèche brai standard	15 % de 1	15 % de 1
3. Pâte sèche brai à haut point de ramollissement	40 % de 1	40 % de 1

---

(9) Proulx A.L., "Performance of a Dry Paste of Horizontal Stud Soderberg Anodes", Light Metals 1987, 116th Light Metal Annual Meeting, Denver, pp. 561-562.

(10) Proulx A.L., Barber M., "Performance of a Paste with a High Softening Point Pitch for Soderberg Anodes", CIM Proceedings, vol. 6, 1988.

3.0 AMÉLIORATION DE L'EFFICACITÉ D'ÉPURATION SUR LES HAP

Les épurateurs à lit de balles, actuellement installés (figure 5), ont été conçus pour épurer surtout les fluorures gazeux (efficacité > 96 %).

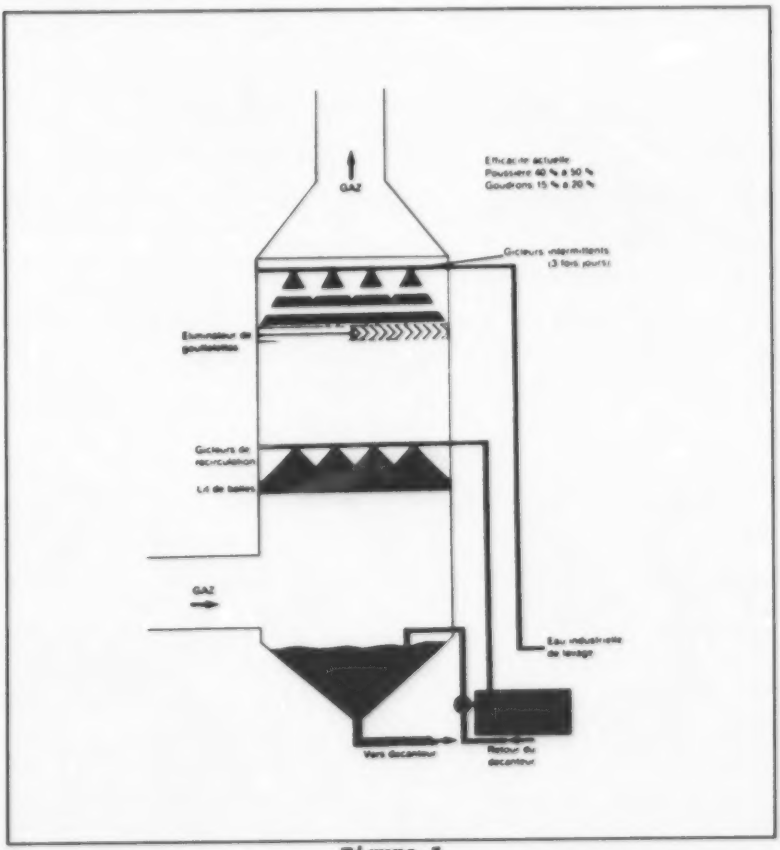


Figure 5
ÉPURATEUR À VOIE HUMIDE - AVANT MODIFICATIONS

Ces épurateurs ont une faible efficacité de captation sur les matières particulaires (figure 6) et cette efficacité est principalement liée à la granulométrie des particules. Ainsi, l'efficacité d'épuration des HAP, dont le diamètre est de 1 µm et moins, n'est que de 15 à 20 %.

3.1 Évaluation des améliorations potentielles en laboratoire

Au milieu des années 80, nous avons associé l'Université du Québec à Chicoutimi à notre programme et nous avons privilégié la modélisation physique comme outil de développement[11]. Cette approche novatrice a permis d'identifier les modifications nécessaires aux épurateurs, pour en augmenter l'efficacité d'épuration des HAP, soit:

1) Rectifier l'écoulement des gaz à l'entrée de l'épurateur, en installant des déflecteurs et vannes de guidage, afin d'obtenir une distribution uniforme des gaz à l'intérieur de l'épurateur.

2) Augmenter la captation mécanique (impact gouttelettes - particules) en haussant la pression aux gicleurs de recirculation de la liqueur (figure 7).

3) Utiliser la captation électrostatique en milieu humide après l'étape de captation mécanique.

Le Tableau 3 résume les réductions des émissions de HAP obtenues en laboratoire avec ces modifications:

Tableau 3

Sortie des épurateurs à balles à voie humide		Réduction des HAP *	
		Obtenue en laboratoire	Obtenue à l'échelle industrielle
1.	Point de référence	-	-
2.	Avec modifications mécaniques	15 % de 1	-
3.	Avec modifications mécaniques et captation électrostatique	73 % de 1	-

* En laboratoire, nous avons mesuré les goudrons. Nous posons l'hypothèse d'un comportement similaire pour les HAP.

3.2 Évaluations et applications en milieu industriel

Suite aux excellents résultats obtenus, nous avons décidé de démontrer la technologie en modifiant un épurateur existant à l'usine Arvida (figure 8). L'application industrielle des solutions élaborées en maquette, a toutefois demandé un effort de développement important, afin de répondre aux questions suivantes:

1) Quel type d'épurateur électrostatique sera le plus efficace et économique? (À tubes ou à plaques, 1 champ ou plusieurs?)

---

(11) Gilbert R, Laforte J.L., "Physical Modelling a Useful Method to Find Ways to Reduce PAH Emissions from an Aluminium Plant Using Sodërberg Technology", Light Metals 1989, 118th Light Metal Annual Meeting, pp. 421.

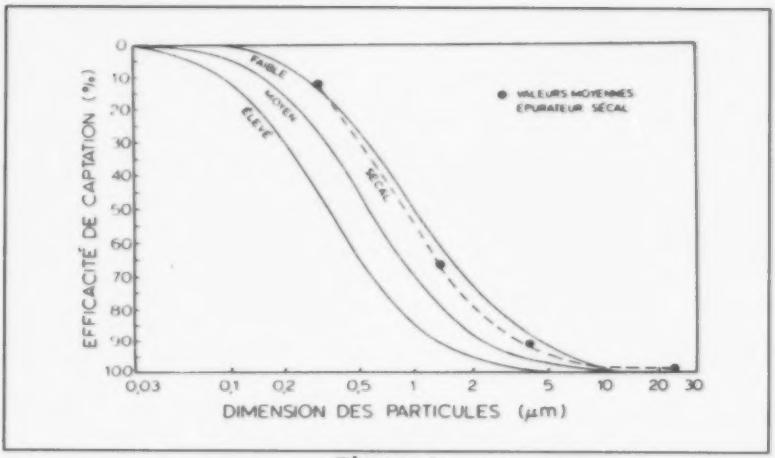


Figure 6
INFLUENCE DE LA GRANULOMÉTRIE SUR L'EFFICACITÉ DE CAPTATION DES POUSSIÈRES

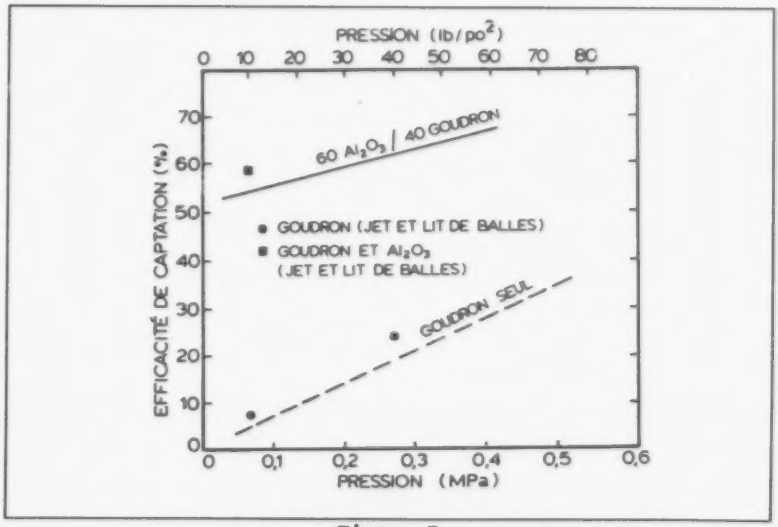


Figure 7
EFFICACITÉ DE CAPTATION DE JETS D'EAU AU-DESSUS DU LIT DE BALLES SUR LES GOUDRONS ET SUR UN MÉLANGE DE GOUDRONS ET D'ALUMINE

2) Comment devrait s'effectuer le lavage des surfaces collectrices? En raison des propriétés adhérentes des goudrons collectés, il est indispensable d'utiliser un système efficace de nettoyage des surfaces collectrices.

3) Quel type de matériau permettra d'obtenir une durée de vie d'au moins 15 ans en milieu acide?

Les modifications à l'épurateur ont d'abord consisté en l'installation des déflecteurs de gaz, suivi du retrait du lit de balles, de l'abaissement des gicleurs et de l'augmentation de la pression aux gicleurs à 80 psi. Ces modifications ont permis de libérer l'espace nécessaire pour l'installation de l'étage de captation électrostatique (figure 8).

Le choix du type d'épurateur électrostatique s'est porté sur la technologie proposée par la compagnie Joy (tubes avec lavage continu).

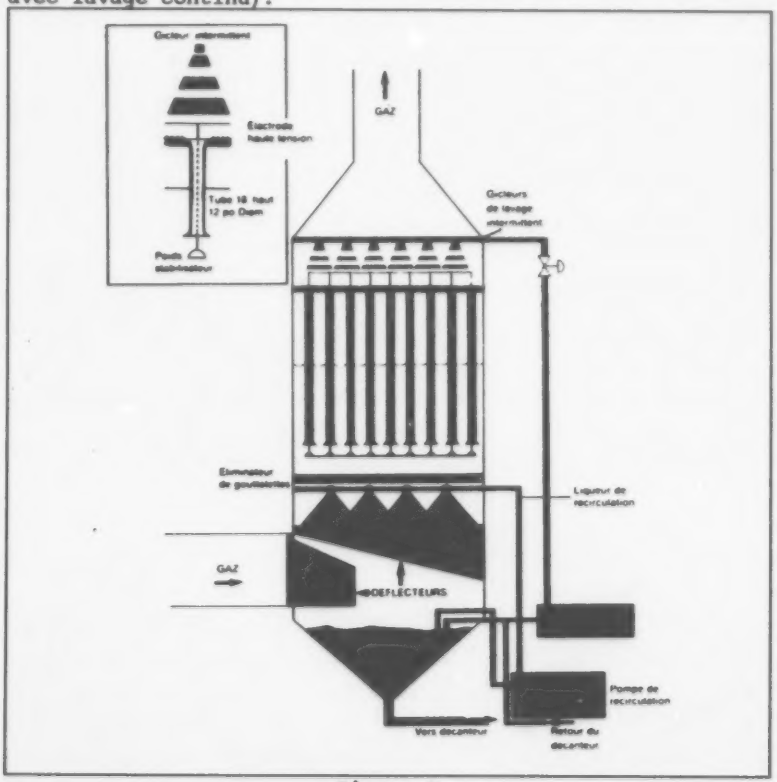


Figure 8
ÉPURATEUR DE DÉVELOPPEMENT 53-H - APRÈS MODIFICATIONS

Lors de la mise en marche, au printemps 1989, nous avons constaté l'impossibilité d'opérer avec un lavage continu des tubes (tension trop basse). Nous avons alors opté pour un lavage intermittent des surfaces collectrices, ce qui a permis d'obtenir une tension d'opération de 60 - 65 kV.

Les essais en laboratoire et en milieu industriel ont montré la nécessité d'utiliser des aciers inoxydables de qualité supérieure (904-L, 17-14-4LN, Hastelloy), pour obtenir la durée de vie recherchée.

L'ensemble de ces modifications, appliquées à un épurateur industriel, a fait passer son efficacité de captation des HAP, de 15-20 % à 80 %, telle que mesurée par des campagnes d'échantillonnage en usine.

Un épurateur fonctionne au Complexe Jonquière depuis 3 ans, sans problèmes majeurs. En raison de la chimie différente des liqueurs des usines de Shawinigan et Beauharnois, nous sommes présentement à réaliser un projet de développement pour évaluer les ajustements nécessaires pour y implanter cette technologie.

3.3 Sommaire

Le Tableau 4 résume les réductions des émissions de HAP obtenues à l'échelle industrielle versus celles estimées en laboratoire.

Tableau 4

Sortie des épurateurs à balles à voie humide	Réduction des HAP	
	Obtenue en laboratoire	Obtenue à l'échelle industrielle
1. Point de référence	-	-
2. Avec modifications mécaniques	15 %	0 %
3. Avec modifications mécaniques et captation électrostatique	73 %	74 %

4.0 BILAN GLOBAL DU PROGRAMME DE RÉDUCTION DES ÉMISSIONS DE HAP

Le Tableau 5 résume les gains potentiels reliés à l'emploi combiné des améliorations décrites précédemment.

Tableau 5

Conditions	Réduction des HAP
1. Point de référence	-
2. Réduction par modifications pâte Sodërberg	40 % de 1
3. Réduction à l'épurateur	74 % de 2

ÉVOLUTION DES ÉMISSIONS

Les améliorations au contrôle du procédé d'électrolyse et l'implantation de la pâte avec moins de brai ont permis de réduire les émissions de HAP, dont le B(a)P en kg/t métr. Al, de plus de 25 % en moyenne, pour l'ensemble des installations de SÉCAL (figure 9), de 1986 à 1990.

En 1992, se fera l'implantation de la pâte avec un brai à haut point de ramollissement, qui entraîne une réduction additionnelle de 25 %.

La mise en opération de précipitateurs électrostatiques à voie humide, si cela s'avère viable, permettrait des réductions additionnelles. Le niveau prévu d'émissions serait alors de 0,55 et de 0,01 kg/t métr. Al respectivement pour les HAP et le B(a)P, soit des réductions de plus de 80 % et 90 % depuis 1983.

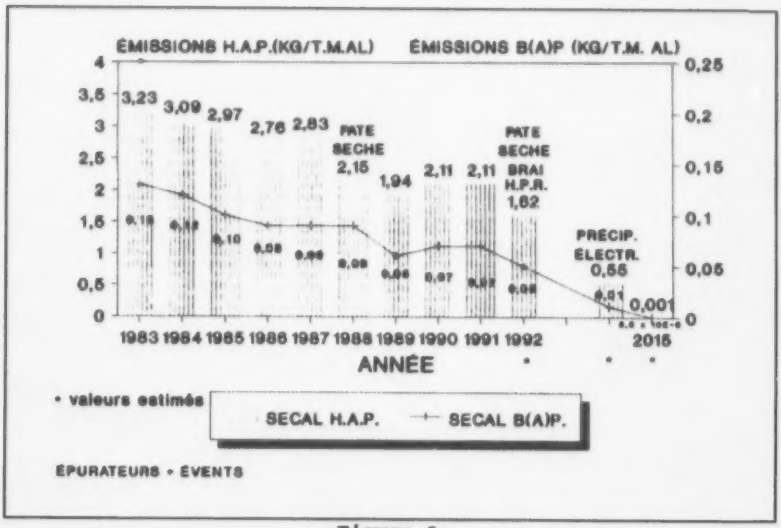


Figure 9
ÉVOLUTION DES ÉMISSIONS DE HAP ET B(a)P
SÉCAL SALLES DE CUVES SODËRBERG
À GOUJONS HORIZONTAUX

La figure 10 montre, pour l'ensemble des salles de cuves Sodërberg au Québec, la baisse des émissions en t métr./an. De 1983 à 1991, les HAP ont diminué de plus de 60 % et le B(a)P de 70 %.

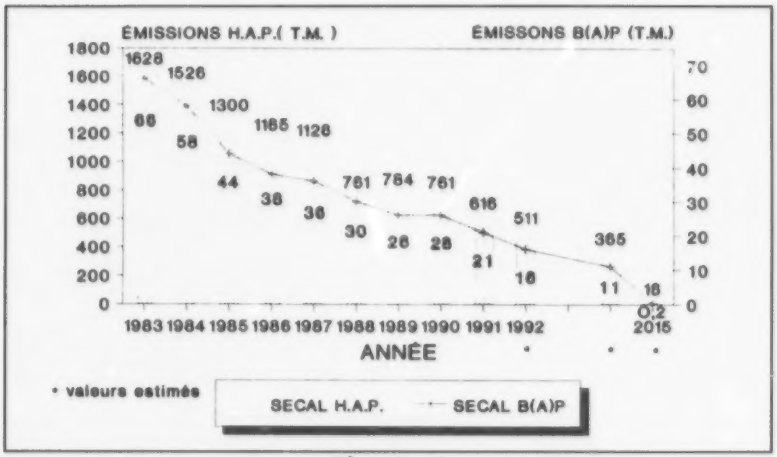


Figure 10
ÉVOLUTION DES ÉMISSIONS DE HAP ET B(a)P
SÉCAL SALLES DE CUVES
À GOUJONS HORIZONTAUX

Au Complexe Jonquière (figure 11), la baisse a été de l'ordre de 80 % à 85 % (de 1983 à 1991) pour les HAP et le B(a)P et ce, en partie en raison d'améliorations apportées au procédé baisse de la consommation de pâte, introduction de la pâte sèche. La mise en service de la nouvelle usine Laterrière (cuves à anodes précuites) s'est de plus accompagnée de la fermeture définitive de 10 salles de cuves Sodërberg sur 14.

Au niveau des stations urbaines du secteur de Jonquière, les baisses des émissions de B(a)P, indicateur des 14 HAP, ont également été notées[12].

Le programme de recherche et développement réalisé a donc permis d'identifier des avenues de réduction des émissions de HAP. Les progrès réalisés dans l'implantation industrielle des résultats de ce programme, ont déjà permis de réduire très significativement les rejets des vieilles salles de cuves à anodes Sodërberg, à goujons horizontaux. Avec l'implantation d'une pâte sèche contenant du brai à haut point de ramollissement, de nouvelles réductions sont attendues cette année. Il n'en demeure pas moins que l'objectif visé, d'éliminer à peu

---

(12) Allaire M., Barber M., Friar R.S., Roussel R. "Atmospheric Polycyclic Hydrocarbons (P.A.H.) at a Large Point Source of Emissions, B: P.A.H. Emissions at a Horizontal Stud Sodërberg Plant at Jonquiere, Quebec, Canada and the Evolution of B(1)P in Ambiant Urbain Air", soumis pour publication

près totalement ces émissions, ne sera atteint qu'avec la fin du programme de remplacement de ces vieilles installations, par des cuves à anodes précuites du genre de celles utilisées à Grande-Baie et Laterrière.

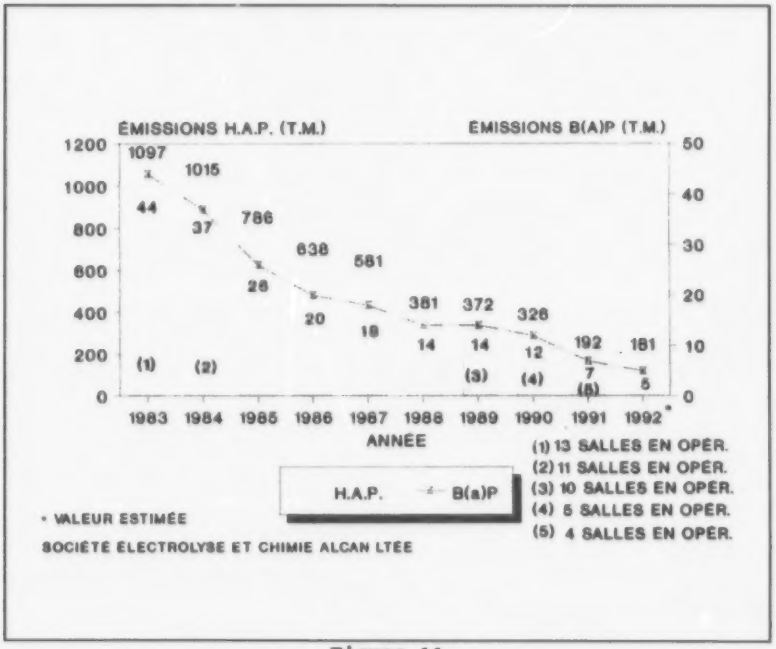


Figure 11
ÉVOLUTION ÉMISSIONS DE H.A.P. ET B(a)P
COMPLEXE JONQUIÈRE

Application of Risk Assessment to Point Sources of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAHs)

Robert F. Willes[1], Serge Friar[2], Joan Orr[1], Barry Lynch[1]

[1] CanTox Inc.
2233 Argentia Road, Suite 308
Mississauga, Ontario L5N 2X7

[2] Alcan Smelters & Chemicals Ltd.
1188 Sherbrooke Street West
Montreal, Quebec H3A 3G2

Introduction

Assessments of potential health risks from chemicals rely on the principle that the potential hazard increases in proportion to concentrations of chemicals in the target tissues of the body and that these chemical concentrations in the body are proportional to the dose received from exposure through all pathways (Clayson, 1987; EPA, 1986; Miller *et al.*, 1983). Data on the hazardous characteristics of chemicals are obtained from of exposed human populations and controlled studies of animals. Exposure limits to avoid unacceptable hazards from the chemicals are estimated from these data using various dose-response extrapolation procedures (Preuss and Ehrlich, 1987; EPA, 1986; Miller *et al.*, 1983; NTP, 1984). The level of exposure (and consequently the dose to the body) to the chemical can either be calculated from direct measurements of concentrations in exposure media for retrospective studies or estimated using exposure models for prospective studies. The characterization of potential health risks from the chemicals then involves a comparison between either the calculated or the predicted exposure level and the exposure limit for the chemical (EPA, 1986; Miller *et al.*, 1983; NTP, 1984; IRLG, 1979).

Such health risk assessment procedures have been used to develop air quality criteria designed to prevent hazardous exposure levels (Preuss and Ehrlich, 1987). However, some authors (Clayson, 1987; Paustenbach *et al.*, 1990) have concluded that many of the conservative, often worst-case assumptions followed in these conventional health risk assessments result in substantial overestimations of risks, and that these procedures are not yet precise enough to be used directly in setting ambient air quality criteria for chemicals. Other authors have indicated that assessment procedures using such worst-case assumptions may be more applicable to establishing priorities for the identification of environmental problems (NAS, 1983; Paustenbach *et al.*, 1990).

Clayson (1987) proposed the use of comparative and biological risk assessment approaches to improve the practical application of conventional risk assessment procedures. Biological risk assessment considers the biological relevance of all available information on the chemical(s) (*e.g.*, bioavailability, mutagenicity/genotoxicity, exposure route factors, *etc.*) and the weight-of-evidence approach to the application of the health risk assessment procedures. In this paper, the basic risk assessment principles (Miller *et al.*, 1983; EPA, 1986; Preuss and Ehrlich, 1987) and the biological risk assessment approach (Clayson, 1987) have been combined in an exposure/risk assessment model (ERAM). This methodology has been applied to the prospective assessment of the potential human health risks from 14 PAHs, as listed in the EPA Priority Pollutant List (Callahan et al., 1979). The exposure/risk assessment model (ERAM) used is an extension of the EXPOSE model developed for site remediation (ICCC, 1988) (CCME, 1991) as the AERIS model, primarily as an exposure estimation method for chemicals in soils. This model (ERAM) incorporates information on the bioavailability of PAHs from different environmental media and the relative carcinogenic potency of different PAHs to estimate risks from exposure to complex mixtures. Given that the focus of this study was to assess the importance of elevated air concentrations of PAHs, the target organ of prime concern was the respiratory system.

Secondary or lesser cancer risks to other organs (*e.g.*, the gastrointestinal tract) would require separate assessment.

The objectives of this paper are i) to describe the methodology (*i.e.*, ERAM) used for a prospective risk assessment of 14 PAHs, and ii) to apply this methodology to develop a generic grid to estimate incremental risks from hypothetical environmental concentrations of PAHs, with emphasis on elevated concentrations in air that can be found near certain point sources. Application of the generic grid provides a method for prospectively predicting potential health risks from exposure to elevated air concentrations of PAHs, without the necessity of conducting detailed site-specific assessments. If the characteristics of the specific sites varies substantially from those used in establishing the generic grid, then it would be necessary to make relatively simple but important adjustments to the generic grid. In addition, ERAM was used to calculate a reference air concentration (RAC) for PAHs based on inhalation exposure alone.

Throughout this work, attempts have been made to use a weight-of-available-evidence approach to select specific values for the variables used (*e.g.*, soil/dust exposure estimates, bioavailability, bioretention and potency factors, risk specific dose values, etc.). Specific values were selected so as to neither underestimate **nor unrealistically overestimate** the potential health risks from the scenarios considered. The values for some of these variables may change as new knowledge develops, however, these changes would not likely result in substantial alterations in the basic approach to the development of the generic risk estimation grid.

Methods

Exposure Factors and Assumptions.

The various exposure factors and assumptions used to estimate exposures of the hypothetical human receptor are listed in Tables I and II. The exposure estimation procedures used were consistent with the U.S. EPA exposure factors handbook (EPA, 1989). The human receptor was assumed to exhibit the characteristics of a child for the first 20 years of life and those of an adult for the remaining 50 years of a 70 year lifespans. This assumption resulted in higher predicted exposure, and consequent health risks, for the first 20 years of life, even though the actual exposures would decrease to adult levels by the time the child was somewhat less than 10 years of age (Davis *et al.*, 1990). The conservative assumption of 20 years of elevated exposure was adopted to provide a time period for recovery from the higher risks of cancer resulting from elevated exposures during early childhood. A 10 year time period for the reduction of risks to adult levels due to elevated exposures during the first 10 years of life was based on evidence of potential decreases in cancer risks from interrupted chemical exposure patterns (Crump *et al.*, 1987), and observations of the decrease in risks after about 10 years following cessation of exposure to carcinogens such as those in tobacco smoke (Krewski *et al.*, 1990).

Exposure Pathways

Lifetime exposure to environmental sources of PAHs through various pathways was calculated, then amortized to estimate lifetime average daily exposures (LADE) over the 70 year lifespan,

consistent with the U.S. EPA exposure factors handbook (EPA, 1989). The environmental exposure pathways considered were inhalation of air and airborne dust, dermal exposure through contact with soil and dust, and direct ingestion of soil. The possible ingestion of PAHs from consumption of produce from local gardens was also included because of potential deposition of PAHs onto plants from air and resuspended soils. It was assumed that the total amount of local grown produce consumed per year was either zero or 15% of total produce consumed. Total daily exposure was estimated by adding the exposure through each pathway, based on the assumptions used (Table I & II).

The methodology used enabled the estimation of prospective risks from incremental exposures to PAHs predicted from elevated concentrations in air, and in associated soil and vegetation, near certain point sources. Since the assessment focused on incremental risks, potential risks from other sources of PAHs (*e.g.*, background levels in other dietary components, from other lifestyle factors such as tobacco smoke) were not considered.

Bioavailability of PAHs

The percent bioavailability of the PAHs via inhalation, oral and dermal exposure (Table III) were used to predict the dose to the target tissues (*i.e.*, the respiratory system) from the exposure estimates through each pathway. It was conservatively assumed that the risk of cancer of the respiratory system was proportionall to the total dose of PAH absorbed into the body from all routes (*i.e.*, inhalation, ingestion, dermal).

Since environmental exposures (particularly from air) occur to mixtures of PAHs, the model was used to predict risks associated with exposures to mixtures. The preferred approach for assessing the risk associated with a mixture of carcinogens would be to use data specific to that mixture. However, information of this nature generally is not available and may be impractical to obtain for a wide range of sources.

To estimate the total cancer risk of complex mixtures, risk assessment procedures generally assume that the carcinogens in a mixture that act on similar target tissues interact in an additive manner. This assumption is based on the belief that synergistic effects generally occur only at considerably higher levels of exposure than those associated with risks deemed acceptable to human populations (Krewski *et al.*, 1989).. At sufficiently low doses, the risk is assumed equal to the sum of the risks associated with exposure to each of the individual chemicals (*i.e.*, low-dose) (Krewski *et al.*, 1989; NRC, 1988; EPA, 1986). A low-dose has been defined as a dose associated with an excess risk of less than 0.1 to 1% in the exposed group (NRC, 1988). Based on this rationale, it was assumed that the potential risks from exposure to mixtures of PAHs were additive. This assumption is consistent with that followed by the EPA (1986).

Hazard Assessment and Exposure Limits (RsD) for 14 PAHs

The hazard assessment of the PAHs involved the estimation of risk specific doses (RsD) at an arbitrarily assumed risk level of one-in-a-hundred thousand. Using a weight-of-available-

evidence approach, where dose-response data considered adequate were available, RsD values were estimated from studies on laboratory animals by extrapolating tumor incidence data from the test animal species to humans (dose scaling) and from high levels of exposure where clear increases in tumor incidence were observed, to levels of risk commensurate with the RsD value (dose-response extrapolation). Where adequate dose-response data were not available, the RsD was estimated from relative potency factors for the PAHs compared to B[a]P. A similar assessment that relied on B[a]P/PAH potency factors have been used by others (Chu, 1988; Krewski *et al.*, 1989; Thorslund and Farrar, 1990). As improved data for the assessment of the carcinogenic potency of different PAHs become available, the RsD values used should be modified as appropriate (Chu, 1988).

Dose Scaling. Although the mechanisms of action of most chemical carcinogens are not adequately understood to select dose scaling procedures on conclusive scientific grounds, LSRO (1986) recommended dose scaling for chemical carcinogens based on body weight. Therefore, body weight was used for dose scaling of the 14 PAHs as has generally been used by various regulatory agencies (LSRO, 1986). Dose scaling from rats to humans based on body weight results in approximately a 5 to 10-fold increase in RsD values (decrease in estimated potency) compared to the body surface area approach normally used by EPA (EPA, 1986).

Dose-Response Extrapolation. For PAHs with adequate dose response data, the linearized multistage model (EPA, 1986; Howe and Crump, 1982) was used for low dose extrapolation of malignant tumor incidence data to calculate the RsD. The RsD was based on the upper 95% confidence interval of the estimated risk. Alternate low dose extrapolation models may be equally valid (Clayson, 1987; EPA, 1986; Carr, 1985; Miller *et al.*, 1983; Krewski *et al.*, 1982; Van Ryzin, 1980 (*i.e.*, models based on exposure thresholds for carcinogens), however, the linearized multistage model was chosen because it was considered unlikely that it would underestimate the carcinogenic potency of PAHs, and of its widespread use by most regulatory agencies. The linearized multistage model assumes that the action of PAHs involves irreversible damage to DNA (*e.g.*, mutations) and that the quantal type biological responses characteristic of mutagenesis are associated with a linear, non-threshold dose-response relationship (EPA, 1986; OSTP, 1985; Crump, 1984; Krewski *et al.*, 1982; Gaylor and Shapiro, 1979; Hoel *et al.*, 1975). The risk estimates from such models are regarded as conservative since they represent the most plausible upper limit of risk at the specified dose.

Specific Risk Level. The selection of a risk level of 1:100,000 for the estimation of the RsD was based on criteria used by the EPA (EPA, 1986; EPA, 1990) indicating that levels of risk between 1:100,000 and 1:1,000,000 are considered inconsequential or "acceptable" health risks to human populations, although the minimization of potential health risks to the lowest possible value attainable is recommended where possible. The EPA (1990) has indicated that health risks of 1:10,000 or less are considered unreasonable risks to health (URTH) for chemicals in drinking water.

Risk Characterization

The characterization of the incremental risks from the 14 PAHs in air was based on a comparison between the estimated dose of the individual PAHs received by the hypothetical human receptor and the exposure limit or RsD. This comparison was facilitated by calculating an Exposure Ratio (ER) between the predicted total exposure and the RsD values for the PAHs (*e.g.*, ER = estimated exposure/exposure limit). The ER was calculated by the Exposure/Risk Assessment Model (ERAM). ERAM synthesizes all information related to environmental concentrations, environmental fate (including degradation and volatilization where data were available), bioavailability, receptor and site characteristics to enable the calculation of a total body dose that can be compared to the RsD values to calculate the ER value. An ER value of 1.0 would indicate a dose of PAHs to the hypothetical human receptor that would result in a lifetime cancer risk of 1:100,000.

ER values were determined for each of the PAHs for each exposure pathway from the various media (air, and affected soil and locally grown produce), then added together to estimate the incremental risk for each of the PAHs. The ER values for the individual PAHs were added together to provide an estimate of potential health risks from exposure to the mixture of the 10 carcinogenic PAHs. The ER values calculated would be subject to change because they are based on an interpretation of the data currently available. New data on carcinogenic potency and parameters affecting exposure could have significant effects on the final risk estimates.

Calculation of a Reference Air Concentration (RAC)

A reference air concentrations (RACs) was calculated, as outlined by EPA (1987), for exposure to the PAHs via inhalation of ambient air only. The RACs considered the vapor and particulate phase distributions of the 14 PAHs (Tables III & VI), the bioavailability of the PAHs from the respiratory system (and GIT for PAHs cleared from the respiratory system and swallowed), and the RsD values. The RAC (ng/m^3) is the concentration of PAHs in air that would result in an exposure level from air alone equivalent to the RsD.

Results

RsD Values for the 14 PAHs

The RsD values (exposure limits) for the 14 PAHs, and the studies from which they were derived are briefly summarized in Table IV. The RsD values in Table VI were calculated using body weight for dose scaling between species. Using body surface area for dose scaling as followed by the U.S. EPA (1986) and Collins *et al.* (1991) calculated an RsD value approximately 8.2-fold greater than reported in Table IV that was calculated based on body mass. If calculated on the basis of body weight, this RsD value for B[a]P (Collins *et al.*, 1991) would be $5.3x10^{-3}$ ug/kg body weight/day, which is in reasonable agreement with the RsD for B[a]P of $3.7x10^{-3}$ shown in Table IV. Most of the carcinogenic potency was associated with the 10 PAHs with higher molecular weights and particulate binding.

Benzo[a]pyrene Relative Potency Factor

The B[a]P relative potency factors for the higher molecular weight, carcinogenic 14 PAHs are shown in Table V, based on the RsD values derived from intratracheal instillation studies with B[a]P (details for the basis of the relative potency factors are available from the authors on request). The relative potency factors reported by Krewski *et al.* (1989) and Rugen *et al.* (1989) are also shown in Table V for comparative purposes.

B[a]P Equivalent Concentrations for a Particular Point Source

Assuming that the distributions of the PAHs reported by Roussel *et al.* (1992) for a specific source (*e.g.*, a Horizontal Stud Soderberg aluminum smelter) were applicable for this assessment, the ratio of total PAHs concentrations to B[a]P was about 17:1 (1072/63; Table VI) and are relatively constant for this mixture. The levels of B[a]P measured in air and soil multiplied by 4.4 (275.43/63; Table VI) provided an estimate of the total PAHs expressed as B[a]P toxic equivalent concentrations taking into account both concentration and relative potency of the individual PAHs. The B[a]P concentration equivalents would change as the mixture of PAHs changed. However, for the particular point source used in this assessment, the mixture of 14 PAHs appears to be reasonably constant and make up about 90% of all polycyclic aromatic compounds (Roussel *et al.*, 1992). Therefore, a reasonable approximation of health risks for different sites affected by similar sources could be achieved by measuring B[a]P alone and converting to total B[a]P equivalent concentrations using the 4.4-fold factor.

Reference Air Concentration (RAC) Values

Using the RsD values for the PAHs mixture and the factors already established for bioavailability (Table III), an RAC was calculated (EPA, 1987) for PAHs in air expressed as total B[a]P equivalents of 51 to 90 ng/m^3 at a risk level of 1 in 100,000. The EPA equation for calculating RAC values considers bioavailability. The range in the above RAC values was due to the assumption of a range of factors for the retention of particulate and vapor phase PAHs in the respiratory system (see Table III).

B[a]P has been routinely monitored as an indicator of total PAHs (Roussel *et al.*, 1992; Allaire *et al.* 1992) and the concentration of B[a]P to total PAHs has been found to be relatively constant for point sources of particulate phase PAHs (Roussel *et al.*, 1992; Allaire *et al.*, 1992) and in ambient air for vapor and particulate phase PAH (Dann, 1989; Roussel *et al.*, 1992). Using PAHs relative potency factors (Table V) and the ratio of B[a]P to total PAHs reported by Roussel *et al.* (1992), B[a]P represented about 23% of the carcinogenic potential of the 14 PAHs in air. In this case, the resultant RAC for B[a]P alone in air would be 12 to 21 ng/m^3.

Generic Exposure/Risk Assessment Grid

The calculated RAC assumed that the only source of exposure to PAHs was from air. However, airborne PAHs are subject to deposition from the air, and consequently, PAHs in the soil and

local grown produce can also be an indirect source of exposure to PAHs originally in air. This could occur where elevated concentrations of PAHs in air may be found (*e.g.*, near Horizontal Stud Soderberg aluminum smelters, coke ovens, domestic and industrial wood burning, some incinerators, etc.). Hence a generic exposure/risk assessment grid was developed to include exposures to PAHs from air, soil and locally grown vegetables. The resulting generic grid was considered suitable for application to specific sites that had similar air and soil concentrations and mixtures of PAHs.

Four combinations of hypothetical air and soil PAHs concentrations were chosen such that the generic grid represented a range of air and resultant soil concentrations (*i.e.*, from air deposition) that would include possible situations that may occur near sources with elevated levels. The air and soil B[a]P concentrations chosen for site "a" were considered typical of urban "background" conditions (Golder, 1987; Dann, 1989) (*i.e.*, assumed to be independent of the point source). The B[a]P concentrations chosen for the other sites increased to very high values at sites "c" and "d", providing a range of hypothetical elevated air concentrations. Typical monitoring results (Allaire *et al.*, 1992) would tend to be much lower than the hypothetical values used for sites "c" and "d".

The hypothetical air and resultant soil PAHs values are shown in Table VII, expressed as "B[a]P alone", and as "total B[a]P equivalents" such that monitoring data or modelling results for air and soil concentrations could be reported either as "B[a]P alone" or as "total B[a]P equivalents". Professional judgment would be needed in the use of the generic grid if the PAHs mixture at a specific site were significantly different from that used in developing the grid. The ratio of B[a]P to total B[a]P equivalents has been shown to be relatively constant for specific point sources (Roussel *et al.*, 1992) and the total B[a]P equivalents were about 4.4 times the B[a]P concentrations using the B[a]P relative potency factors (Table V).

The Exposure Ratio (ER) values associated with the range of air and soil PAHs values at the four hypothetical sites tabulated in Table VIII form the generic risk assessment grid. Figure I is a graphical representation of the lower portion of the generic grid from Table VIII. For simplicity and in line with using B[a]P to represent the mixture of PAHs near sources, PAHs concentrations on Figure 1 are expressed as "B[a]P alone".

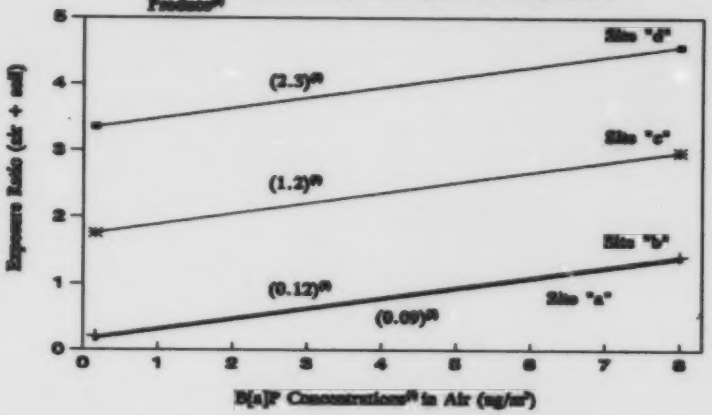
Discussion

Benzo[a]pyrene Relative Potency Factor

The qualitative comparisons of the relative potency factors indicated reasonably good agreement between the values developed for this assessment and those of others (Krewski *et al.*, 1989; Thorslund and Farrar, 1990) (Table V). The B[a]P relative potency factors developed for this assessment were greater (*i.e.*, indicating these PAHs were of greater potency) than those published by Krewski *et al.* (1989) for benzo[e]pyrene (about 12.5-fold greater), benzo[b]fluoranthene (about 1.4-fold greater), benzo[ghi]perylene (45-fold greater) and chrysene (about 59-fold greater). Lower cancer potencies (*i.e.*, indicating that these PAHs were of lower potency) than those reported by Krewski *et al.* (1989) were estimated for benzo[a]anthracene

(about 4.4-fold) and indeno[1,2,3-c,d]pyrene (about 2.3-fold). There is general agreement in the relative potency factor for benzo[b]fluoranthene (Table V).

Figure 1 Generic Risk Assessment Grid: Exposure Ratio[a] Values for Genotoxic PAH Including Consumption of Locally Grown Produce[b]



a Exposure Ratios = Exposure Estimate divided by RsD.

b The HR values presented assume that 15% of total produce consumption was from locally grown sources that were exposed to the PAH emissions.

c Values represent the hypothetical soil concentrations (in ug/g of B[a]P alone) assigned to the four hypothetical sites, where site "a" was assumed to represent typical urban background value. Increasing soil values were assigned to reflect deposition rate soil to correspond to increasing air values.

d Concentrations of "B[a]P alone" in air. This figure was developed using the hypothetical air values for B[a]P alone assigned to generic sites "a" and "b" (see text on how to apply the grid).

How to Apply the Generic Health Risk Assessment Grid

To apply the generic grid to specific cases of elevated concentrations of PAHs in air (and soil), the concentrations and types of PAHs content (expressed as either "B[a]P alone" or "total B[a]P equivalents") of both the air and soil must be known. These data could be obtained from either monitoring programs or modelling procedures. If routine monitoring is based on B[a]P as an indicator of total PAHs, then the "B[a]P alone" values would be used and the assumption made that the other PAHs were present in the same proportions as the generic sites. As an example,

if the air and soil B[a]P values were 8 ng/m^3 (annual geometric mean) and 0.12 ug/g respectively (the same values as for hypothetical site "b"), an ER value of approximately 1.4 would be estimated from Figure 1 or Table VIII (assuming consumption of 15% of total produce as local grown garden produce). An ER value of 1.4 indicates that the estimated exposure level for a person at such a hypothetical site would result in an incremental lifetime risk of 1.4 in 100,000 of lung cancer due to exposure to the PAHs through air and soil and local garden produce at that site. The ER value calculated assuming no consumption of local garden produce would be reduced to about 1.0 (a decrease of 30%).

When applying the grid for specific sites where there are elevated PAHs in air, the following general guidelines are recommended: i) The current risk assessment grid was based on the PAHs emitted from a particular type of point source. Appropriate adjustments would be necessary if the grid were to be applied to different PAHs mixtures. ii) The proportion of garden produce consumed that is locally grown should be determined. iii) The calculations used in preparing the grid were based on RsD values specific to a lifetime risk of 1 in 100,000 for respiratory system cancers. This risk level was selected such that the ER values for typical urban background would be less than one (<1). The selection of RsD values for lower lifetime risk levels (*e.g.*, 1 in 1,000,000) would result in ER values greater than 1 for urban background exposures. iv) If the calculated ER value for a specific site is less than two, and the characteristics of the PAHs mixture at that specific site are similar to the generic case, then the risk would not be considered to be substantially different from 1 in 100,000. v) If the predicted ER value is greater than two, a health risk assessment based on the site-specific PAHs mixture and receptors would be recommended for that site. vi) If the ER value is substantially greater than two (*e.g.*, >5), then the estimated health risks from PAHs at the site would be considered to be substantially greater than 1 in 100,000. Such a result indicates that it is unlikely that refinements in the risk assessment through site-specific considerations would substantially change the ER.

Risk Assessment Assumptions

A number of studies are available on levels of PAHs in the environment with the overall objectives of obtaining estimations of human exposures from these sources for the purposes of estimating health risks (Krewski *et al.*, 1990; Dann, 1989/1991; Lioy and Greenberg, 1990). Epidemiological studies of populations with extreme exposures to PAHs and a mixture of other chemicals (*e.g.*, tobacco smoke, , coke ovens, roofing tar applicators (Lewtas, 1991), smokey coal (He *et al.*, 1991) report increased risks of respiratory tract and other types of cancers. Krewski *et al.* (1990) did not observe a causal relationship between various types of cancers in workers with less extreme levels of exposure to PAHs than the above epidemiological studies. The direct use of such epidemiological data to estimate health risks and to develop environmental quality criteria for levels of PAHs in air and other environmental media is limited when causal relationships to specific health risks are inconclusive because of incomplete data on levels of human exposures to PAHs and/or the occurrence of simultaneous exposures to other chemicals and variations in lifestyle and social factors that confound interpretation of the data (Clayson, 1987). Due to these difficulties in the reliance on epidemiological data in isolation for the estimation of health risks, risk assessment procedures that use all available data on the

toxicology of chemicals (in this case PAHs) in humans and other animal systems are relied upon in the development of environmental quality criteria (Clayson, 1987). Although this approach helps bridge problems in using epidemiological data for assessing low risk scenarios, other areas of uncertainty must be considered (*i.e.*, species differences in responses to chemicals, inappropriate exposure routes in laboratory studies, etc.) (Paustenbach *et al.*, 1990; Clayson, 1987; Preuss and Ehrlich, 1987; EPA, 1986).

Of necessity, any generalized risk assessment requires the adoption of many assumptions, some of which result in a great deal of uncertainty in the conclusions of the assessment. Hence, in attempting not to underestimate the potential risk, conservative assumptions (*i.e.*, those considered to maximize the risk estimate) are used. In this assessment, attempts have been made to make the basic assumptions as realistic as possible using a weight-of-evidence approach (Clayson, 1987) to ensure that the potential risks are neither underestimated nor unrealistically overestimated. This was done to develop a **practical** generic health risk assessment grid, the object of this part of the paper. For the application of the risk assessment grid to types of sources of PAHs different than those used in this assessment, it would be necessary to make important but relatively minor adjustments to the grid. These adjustments would involve modification to the variables assumed in the assessment methodology based on the characteristics of the specific site and of the PAHs mixtures emitted from other types of sources.

The following are the major examples where the weight-of-available-evidence was considered sufficient to support assumptions that were more reasonable than those representing worst-case scenarios: i) The carcinogenic potency factors used for the ten genotoxic PAHs ranged over more than two orders of magnitude. By considering this factor, the calculated potency of the mixture of PAHs was reduced by **several-fold** compared to considering all PAHs in the mixture to have the same potency as B[a]P. ii) Dose-scaling from animals to man based on body weight as used in this assessment resulted in an RsD value **five to ten-fold** higher (*i.e.*, indicating lower cancer potencies of the PAHs) than by using body surface area for dose-scaling. iii) The bioavailability of PAHs (*i.e.*, how much of the chemical found in the environment which would end up in the target organ where the tumors occur) was calculated to be 14 to 25% for the larger molecular weight PAHs, resulting in a factor of **about four to seven-fold**.

The following are examples where the weight-of-evidence was considered inadequate to adopt less conservative parameters that could be nearer those usually experienced: i) The RsD values used were based on the upper 95% confidence limit of the risk from a specific dose rather than the maximum likelihood estimates (MLE). The use of the MLE would have increased the RsD value by at least an **order of magnitude**. ii) The increased risk resulting from the increased exposure to PAHs during the child-stage of the human receptor was considered to persist for 20 years. iii) The human receptor was assumed to spend an entire 70 year lifespan at the site. iv) In the most conservative exposure scenario, locally grown garden produce was assumed to account for 15% of total produce consumption. This assumption would need to be confirmed for application of the grid to specific sites.

The context of the estimated risks

The potential health risks from point sources of elevated PAHs in air were predicted assuming that risk of cancer of the respiratory system (the target tissue) was proportional to the total dose absorbed into the body. The methodology estimated the accumulated incremental dose from each exposure route (*e.g.*, inhalation, ingestion, dermal), corrected for the fraction bioavailable through each route and for each of the PAHs, to estimate the total dose absorbed. Overall bioavailability estimates in the range of 14 to 25% were estimated for B[a]P, and most of the larger molecular weight PAHs that have the carcinogenic potential (Table III), based on deposition, retention and clearance characteristics of airborne particles, and assuming 100% bioavailability of PAHs in the vapor phase and adsorbed to particles with 'slow' lung clearance rates. Therefore, the consideration of the dynamics of airborne particles in the respiratory system resulted in a 4 to 7-fold decrease in the absorbed dose of these PAHs, and consequently in the incremental risk estimate due to elevated air concentrations near point sources. Specific data on particle size distributions at the site, retention of particles and the desorption of PAHs from particles retained in the respiratory system is required to assess the validity and to refine the predicted bioavailability estimates.

The predicted Exposure Ratio (ER) associated with the background concentrations of PAHs assumed for air, and soils in a similar area (Site "a" on the generic grid) was 0.16 (Table VIII), including the consumption of 15% locally grown garden produce. This ER for site "a" would represent an incremental lifetime risk of 0.16×10^{-5} (with 15% local produce consumption), since the RsD values used in this assessment were based on a specific risk level of 1×10^{-5} (one-in-one hundred-thousand). If RsD values were based on a specific risk level of 1×10^{-6} (one-in-a-million), the ER value for site "a" would be 1.6 (with local produce consumption) yielding an incremental lifetime risk of 1.6×10^{-6}. Estimates of risks of respiratory tract cancers based on epidemiological studies would be useful in validating these risk estimates. However, epidemiological studies of populations in work environments (Krewski *et al.*, 1990) where the exposures to PAHs would be elevated (presumably above those associated with the air concentrations at site "a") have not shown a causal relationship with human cancers[13]. Cancer incidences observed with presumably even higher levels of PAHs (Lewtas, 1991; He *et al.*, 1991) lack sufficient information on the composition of the mixtures of PAHs involved, and the interpretation of the potency of the mixture would be confounded because of concomitant exposures to other chemicals. Data on cancer incidence rates in human populations (He *et al.*, 1991) where exposure levels to the PAHs and mixture composition were known would enable assessment of the validity of the risk levels predicted based on the methodology used in this assessment.

Table I Summary of Receptor Characteristics[a].

Parameter	Adult	Child
Weight (kg)	70	13
Inhalation rate (m^3/d)	23	8.60[b]
Water consumption (l/d)	2	1
Soil and dust ingestion (g/d)		
-active days	0.480	0.0824
-passive days	0.110[b]	0.0824[c]
Area of exposed skin (m^2)		
-active days	0.17[c]	0.21
-passive days	0.091[b]	0.05[b]
Soil/dust covering skin (g/m^2)		
-active days	35	5.12
-passive days	0.56[b]	0.56[b]
Time spent outdoors (summer)		
-active days	8h/d, 1d/wk	8h/d, 5d/wk
-passive days	0h/d, 6d/wk	0h/d, 2d/wk
Time spent outdoors (winter)	2h/d, 5d/wk	2h/d, 5d/wk
Produce consumed from home garden (% of total produce consumed)	15[d]	15[d]

[a] Various exposure parameters and assumptions are consistent with the U.S. EPA Exposure Factors Handbook (EPA, 1989), unless otherwise noted.

[b] Hawley, 1985

[c] Assumes gardening on active days, therefore soil exposure much higher than nongardening adult (Hawley, 1985; McKone, 1990). The soil ingestion values used other than for the gardening-adult were based on metal mass balance studies (Davis *et al.*, 1990). Mass balance studies reported by Calabrese *et al.* (1989) gave comparable results, however, Stanek and Calabrese (1991) have reported that soil ingestion estimates can be highly variable and caution is required in their interpretation and application. The soil ingestion values assumed are biased high, particularly for the adult period. Therefore, it is unlikely that the potential soil ingestion rates, and associated risks from PAHs on soils, were underestimated. Soil ingestion estimates are examples of variables that may change as new information becomes available.

[d] Arbitrarily assumed value, however, this value was slightly less than the U.S. national average of 25% for urban and rural areas (EPA, 1989). A slightly lower value was used to reflect an assessment of an urban environment.

Table II General Assumptions Used for Exposure Estimates.

Parameter	Assumption	Reference
Outside dust level (ug/m^3)	40	OWMC (1988)
Percent of dust originally from soil	50	Klein (1963)
Percent of outside dust level inside	75	Assumed based on Roberts et al (1974)
Fraction of surface area of home produce available for deposition of dust		
-leafy vegetables	50	Unpublished[a]
-other above-ground vegetables	33	Unpublished[a]
-fruits and berries	25	Unpublished[a]
Percent of PAHs removed by washing or peeling	80	Unpublished[a]
Root to soil ratio of PAHs in root crops	0.03	Based on Iwata and Gunther 1976.

[a] Information developed by CanTox Inc. Basis of assumption available upon request.

Table III Particulate-Vapour Phase Partitioning and Inhalation Bioavailability Ranges for PAHs[a].

			BIOAVAILABILITY		
	Percentage as Particulate %	Percentage Vapour %	GIT %	Respiratory System %	Total %
PAHs - Genotoxic					
Benzo(a)anthracene	88	12	5.5-8.5	19.1-25.8	24.6-34.3
Benzo(a)pyrene	100	0	6.3-9.7	8.1-15.7	14.4-25.4
Benzo(b)fluoranthene	99	1	6.2-9.6	9.0-16.5	15.2-26.1
Benzo(e)pyrene	100	0	6.3-9.7	8.1-15.7	14.4-25.4
Benzo(g,h,i)perylene	100	0	6.3-9.7	8.1-15.7	14.4-25.4
Benzo(k)fluoranthene	100	0	6.3-9.7	8.1-15.7	14.4-25.4
Chrysene	78	22	4.9-7.6	28.3-34.2	33.2-41.8
Dibenzo(a,h)anthracene	100	0	6.3-9.7	8.1-15.7	14.4-25.4
Fluoranthene	17	83	1.1-1.6	84.4-85.7	85.5-87.3
Indeno(1,2,3-c,d)pyrene	100	0	6.3-9.7	8.1-15.7	14.4-25.4
PAHs - Nongenotoxic					
Anthracene	5	95	0.9-1.5	95.4-95.8	96.2-97.3
Fluorene	0	100	0.0	100	100
Phenanthrene	2	98	0.4-0.6	98.2-98.3	98.6-98.9
Pyrene	18	82	1.1-1.7	83.5-84.8	84.6-86.5

a Vapour/particulate phase partitioning according to Bunn (1989).

GIT = Gastrointestinal Tract. Values refer to material which is inhaled, cleared from respiratory system by mucociliary clearance and subsequently swallowed.

Table IV Exposure Limits for the 14 Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAHs)

Genotoxic PAHs	Molecular Weight	Risk Specific Dose (RsD)[a] Current Report	Reference Study
benzo(a)anthracene	228	0.1100	LMS; (Klein, 1963) - oral
benzo(a)pyrene	252	0.0037	LMS; (Thyssen et al., 1981, Ketkar et al., 1978, Ketkar et al., 1979) (intra-tracheal)
benzo(b)fluoranthene	252	0.0370	RPF = 0.1; (Wynder & Hoffman, 1960)(skin painting)
benzo(e)pyrene	252	0.0740	RPF = 0.05; (Slaga et al., 1979)(skin painting)
benzo(g,h,i)perylene	276	0.0037	RPF = 1; (assumed)
benzo(k)fluoranthene	252	0.3700	RPF = 0.01 based on B(k)F = 0.1 B(b)F; (Wynder & Hoffman, 1960)(skin painting)
chrysene	228	0.0140	RPF = 0.26; (Wislocki et al, 1986) (intraperitoneal)
dibenzo(a,h)anthracene	278	0.0026	LMS; (Yanysheva & Belenko, 1966)(intratracheal)
fluoranthene	202	0.1100	RPF - 0.034; (Busby et al., 1984)(intraperitoneal)
indeno(1,2,3-c,d)pyrene	276	0.0370	RPF = 0.1; (Lavoie et al., 1982; Lavoie et al., 1987; Hoffman & Wynder, 1966)(intraperitoneal, skin painting)
Non-Genotoxic PAHs		**Reference Dose (RfD)[b]**	
anthracene	178	40	RfD equivalent to phenanthrene
fluorene	166	40	RfD equivalent to phenanthrene
phenanthrene	178	40	RfD; (Boening et al., 1983)(no effects on intraperitoneal injection)
pyrene	202	40	RfD equivalent to phenanthrene

[a] RsD values expressed in ug PAHs/kg body weight/day at a specific risk level of 1:100,000; estimated using a linearized multistage model (Van Ryzin, 1980).

[b] RfD values were estimated for non-carcinogenic PAHs.

Table V Relative Potency Factors for Carcinogenic PAHs

PAHs	Relative Potency Factor[a]			
	Current Assessment[b]	Krewski[c]	Thorslund[d]	Rugen[e]
benzo(a)pyrene	1.0	1.0	1.0	1.0
benzo(e)pyrene	0.05	0.004	0.001-0.015 0.007	NDA[f]
benzo(a)-anthracene	0.033	0.145	0.145	0.006
benzo(b)-fluoranthene	0.1	0.14	0.09-0.46 0.12	0.02
benzo(k)-fluoranthene	0.01	0.066	0.041-0.057 0.052	NDA[f]
benzo(g,h,i)-perylene	1.0	0.022	0.013-0.031 0.021	NDA[f]
chrysene	0.26	0.0044	0.0044	NDA[f]
dibenzo(a,h)- anthracene	1.4	1.11	1.11	0.60
fluoranthene	0.034	NDA	NDA	NDA[f]
indeno(1,2,3-c,d)pyrene	0.1	0.232	0.16-0.51 0.278	0.006
pyrene	NA[g]	0.081	NA[g]	NDA[f]

[a] Relative potency factor = BaP RsD/other PAHs RsD; [b] In the current assessment, it is based on a BaP RsD of 3.7×10^{3} µg/kg/day using tracheal instillation studies and RsD values for other PAHs as presented in Table IV; [c] Based on relative potency factors published by Krewski *et al.* (1989); [d] Based on relative potency factors published by Thorslund and Ferrer (1990); [e] Based on relative potency factors published by Rugen *et al.* (1989); [f] NDA = No data available; [g] NA = Not applicable since not considered a genotoxic carcinogen.

Table VI **Derivation of Benzo(a)pyrene B[a]P Equivalent Concentration for PAHs Mixture using B[a]P Relative Potency Factors**

PAHs	Air Concentration[a] (ng/m^3)	Relative Potency Factors[b]	B[a]P Equivalent Concentrations[c]
benzo[a]anthracene	11 .0	0.034	3.73
benzo[a]pyrene	63.0	1.000	63.00
benzo[b]fluoranthene	207.0	0.100	20.7
benzo[e]pyrene	147.0	0.050	7.35
benzo[g,h,i]perylene	56.0	1.000	56.0
benzo[k]fluoranthene	66.0	0.01	0.66
chrysene	194.0	0.264	51.27
dibenzo[a,h]anthracene	44.0	1.423	62.62
fluoranthene	125.0	0.034	4.2
indeno[1,2,3,c,d]-pyrene	59.0	0.1	5.9
TOTAL	1072		275.43[d],[e]

[a] It is assumed that the ratios of the PAHs to each other is the same in both soil and air based on Roussel *et al.* (1992); [b] Relative Potency Factors (RPF) values from Table IV for carcinogenic PAHs; [c] B[a]P equivalent concentrations = Air Concentration (ng/m^3) x RPF; [d] Ratio of B[a]P concentration = 1072/10=107.2; [e] Ratio of B[a]P equivalents to B[a]P is 275.43/63 = 4.37.

Table VII **Benzo[a]pyrene Concentrations (B[a]P Alone and Total PAHs in B[a]P Equivalents[1]) Assigned to Air and Soil for Hypothetical Sites "a", "b", "c", and "d".**

Hypothetical Site	Air (ng/m³)		Soil (ug/g)	
	B[a]P Alone	Total PAHs[1]	B[a]P Alone	Total PAHs[1]
Site "a" (background)	0.16	0.7	0.09	0.39
Site "b"[2]	8	34	0.12	0.52
Site "c"[2]	80	340	1.2	5.2
Site "d"[2]	155	670	2.3	9.9

(1) B[a]P equivalent concentrations calculated by multiplying the B[a]P concentrations by 4.4, based on information on the concentrations of other PAHs in terms of B[a]P potency equivalents as measured near a point source of PAHs (Roussel *et al.*, 1992.

(2) B[a]P concentrations assigned to hypothetical sites to provide a range in air and soil concentrations for the generic grid.

Table VIII **Generic PAHs Risk Assessment Grid: Exposure Ratio [1] Values for Genotoxic PAHs, Including Consumption of Locally Grown Produce[2].**

Hypothetical Air Values[3] (ng/m³)	Hypothetical Soil Value[3] (ug/g)			
	Site "a" (0.09)[4] (0.39)[5]	Site "b" (0.12)[4] (0.52)[5]	Site "c" (1.2)[4] (5.2)[5]	Site "d" (2.3)[4] (9.9)[5]
Site "a" (0.16)[4] (0.7)[5]	0.16	0.20	1.76	3.35
Site "b" (8)[4] (34)[5]	1.38	1.42	2.98	4.57
Site "c" (80)[4] (340)[5]	12.63	12.67	14.23	15.82
Site "d" (155)[4] (670)[5]	24.35	24.39	25.95	27.54

(1) ER = Exposure Ratio = Exposure Estimate divided by RsD.

(2) The ER values presented assume that 15% of total produce consumption was from locally grown sources that were subjected to the PAHs emissions.

(3) Hypothetical air and soil values of B[a]P were assigned to each site, and total PAHs values were based on the assumption that the total PAHs concentrations in terms of B[a]P equivalents was 4.4 times the B[a]P concentration. The 4.4-fold factor was based on B[a]P relative potency factors for each PAHs and the proportional concentration of each PAHs relative to B[a]P as observed in measurements from a point source[Menzie et al., 1992].

(4) Assigned concentrations of B[a]P alone for the four hypothetical sites, where site "a" was assumed to represent a typical urban background value.

(5) Assigned concentrations of total PAHs in B[a]P equivalent concentrations for the four hypothetical sites. Increasing soil values were assigned to reflect deposition onto soil to correspond to increasing air values.

References

Allaire, M., Friar, R. S. and Roussel, R. "PAH Emissions at a Horizontal Stud Soderberg Plant at Jonquiere, Quebec, Canada and the Evolution of B[a]P in Ambient Urban Air." J Air Waste Management Association, 42, Submitted for publication (1992).

Buening, M.K., Levin, W., Karle, J.M., Yagi, H., Jerina, D.M. and Connnor, A.H. "Tumourigenicity of Bay-region Epoxides and Other Derivatives of Chrysene and Phenanthrene in Newborn Mice. Cancer Res, 39, 5063 (1979). Cited In: IARC, 1983.

Busby, W.F., Goldman, M.E., Newberne, P.M. and Wogan, G.N. "Tumourigenicity of Fluoranthene in a Newborn Mouse Lung Adenoma Bioassay". Carcinogenesis 5(10) 1311 (1984).

Calabrese, E.J., Barnes, R., Stanek, E.J., Pastides, H., Gilbert, C.E., Veneman, P., Wang, X., Lasztity, A. and Kostecki, P.T. 1989. How much soil do young children ingest: An epidemiological study. Reg Tox Pharmacol 10:123-137.

Callahan, M.A., Slimak, M.W., Gabel, N.W., May, I.P., Fowler, C., Freed, J.R., Jennings, P., Durfee, R.L., Whitmore, F.C., Maestri, B., Mabey, W.R., Holt, B.R. and Gould, C. "Water-related Environmental Fate of 129 Priority Pollutants. Volume II: Halogenated Aliphatic Hydrocarbons, Halogenated Ethers, Monocyclic Aromatics, Phthalate Esters, Polycyclic Aromatic Hydrocarbons, Nitrosamines, Miscellaneous Compounds". Environmental Protection Agency, Monitoring and Data Support Division, Versar Inc., SRI International, Washington, DC, PB80-204373, PB80-204381 (1979).

Carr, C.I. "Risk Decision Making". Regul Toxicol Pharmacol 5, 121 (1985).

Chu, M.M.L. and Chen, C.W. 1985. Evaluation and Estimation of Potential Carcinogenic Risks of Polynuclear Aromatic Hydrocarbons (PAH). Environmental Protection Agency, Human Health Assessment Group, Office of Health and Environmental Assessment, Washington, DC, PB89-221329.

Clayson, D. B. "The Need for Biological Risk Assessment in Reaching Decisions About Carcinogens." Mutat Res 185:243 (1987).

Collins, J.F., Brown, J.P., Dawson, S.V. and Marty, M.A. "Risk Assessment for Benzo[a]pyrene". Ref Toxicol Pharmacol 13, 170 (1991).

CCME. Interim CCME Environmental Quality Criteria for Contaminated Sites. Prepared by the CCME Subcommittee on Environmental Quality Criteria for Contaminated Sites (1991).

Crump, K.S., Allen, B.C., Howe, R.B. and Crockett, P.W. "Time-related Factors in Quantitative Risk Assessment". J Chron Dis 40, 101S (1987).

Crump, K.S. "An Improved Procedures for Low-dose Carcinogenic Risk Assessment from Animal Data". J Environ Pathol Toxicol 5, 339 (1984).

Dann, T. Environment Canada, Personal Communication to Mr. Serge Friar, 22 October 1991.

Dann, T. Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in the Ambient Air of Toronto, Ontario and Montreal, Quebec. Environment Canada Technology and Development & Technical Services Branch Pollution Measurement Division, Ottawa, ON, 1989.

Davis, S., Waller, P., Buschbom, R., Ballou, J. and White, P. 1990. "Quantitative Estimates of Soil Ingestion in Normal Children Between the Ages of 2 and 7 Years: Population-based Estimates Using Aluminum, Silicon, and Titanium as Soil Tracer Elements" , Arch Environ Health 45, 112 (1990).

Deutsch-Wenzel, R.P., Brune, H., Grimmer, G., Dettbarn, G. and Misfeld, J. "Experimental Studies on Rat Lungs on The Carcinogenicity and Dose-response Relationships of Eight Frequently Occurring Environmental Polycyclic Aromatic Hydrocarbons". J Natl Cancer Inst, 71, 539 (1983).

EPA. Environmental Protection Agency. Guidance in Developing Health Criteria for Determining Unreasonable Risks to Health. Draft Report. Office of Drinking Water, Washington, DC, 20460 (1990).

EPA. 1989. Exposure Factors Handbook. (U.S.) Environmental Protection Agency, Office of Health and Hazards Assessment, Washington, DC, EPA 600-8-89 043.

EPA. Burning of Hazardous Wastes in Boilers and Industrial Furnaces. (U.S.) Environmental Protection Agency. Federal Register 16982, Washington, DC, 1987.

EPA. Environmental Protection Agency. "Guidelines for the Health Risk Assessment of Chemical Mixtures". Fed Reg 51, 34014 (1986).

EPA. Superfund Public Health Evaluation Manual. (U.S.) Environmental Protection Agency. Office of Emergency and Remedial Response, Washington, DC. EPA/540/1-86/060.

Gaylor, D.W. and Shapiro, R.E. Extrapolation and Risk Estimation for Carcinogenesis". Adv Mod Toxicol 1, 65 (1979).

Golder Associates. Summary of Chemical Testing of Selected Refinery and Background Areas (1983 to 1986). Prepared for the Ontario Ministry of the Environment, Mississauga, ON, 1987.

Hoel, D.G. Gaylor, D.W. Kirschstein, R.L. and Saffiotti, U. "Estimation of Risks of Irreversible Delayed Toxicity". J Toxicol Environ Health 1, 133 (1975).

Hawley, J. "Assessment of Health Risk From Exposure to Contaminated Soil". Risk Anal.5, 289, (1985).

He, X., Chen, W., Liu, Z. and Chapman, R.S. "An epidemiological study of lung cancer in Xuan Wei Country, China: Current progress. Case-control study on lung cancer and cooking fuel". Environmenal Health Perspective 94 9 (1991).

Hoffmann, D. and Wynder, E.L. "Beitrag zur carcinogenen Wirkung von Dibenzopyrenen. Z Krebsforsch 68 137 (1966).

Howe, R.B. and Crump, K.S. A Computer Program to Extrapolate Quantal Animal Toxicity Data to Low Doses. Science Research Systems, Ruston, LA. Prepared for the Office of Carcinogen Standards, Occupational Safety and Health Administration, U.S. Department of Labor, Contract No.41US252C3 (1982).

ICCC. 1988. Inter-Ministry of Committee on Clean-up Criteria. Report on Clean-up Criteria for Shell, Oakville and Texaco Port Credit Refinery Properties.

IRLG. Interagency Regulatory Liaison Group, Work Group on Risk Assessment (1979) Scientific Basis for Identification of Potential Carcinogens and Estimation of Risks. J Natl Cancer Inst 63, 241 (1979).

Iwata, Y. and Gunther, F.A. "Translocation of the Polychlorinated Biphenyl Arcolor 1254 From the Soil into Carrots. Under Field Conditions". Arch Environ Contam Toxicol, 4, 44 (1976).

Ketkar, M., Reznik, G., Schneider, P. and Mohr, U. "Investigations on the Carcinogenic Burden by Air Pollution in Man. Intratracheal Instillation Studies With Benzo(a)pyrene in Bovine Serum Albumin in Syrian Hamsters". Cancer Lett, 4, 235 (1978).

Ketkar, M., Green, U., Schneider, P. and Mohr, U. "Investigations on the Carcinogenic Burden by Air Pollution in Man. Intratracheal Instillation Studies With Benzo(a)pyrene in a Mixture of Tris Buffer and Saline in Syrian Golden Hamsters". Cancer Lett, 6, 279 (1979).

Klein, M. "Susceptibility of Strain B6AF$_1$/J Hybrid Infant Mice to Tumourigenesis With 1,2-benzanthracene, Deoxycholic Acid and 3-methylcholanthrene. (1963).

Krewski, D., Siemiatycki, J., Nadon. L., Dewar, R. and Gerin, M. "Cancer Risks Due to Occupational Exposure to Polycyclic Aromatic Hydrocarbons: A Preliminary Report". M.D. Waters, S. Nesnow, J. Lewtas, M.M. Moore and F.B. Daniel, Genetic Toxicology of Complex Mixtures. Plenum Press, New York (1990)

Krewski, D., Thorslund, T. and Withey, J. "Carcinogenic Risk Assessment of Complex Mixtures". Toxicol Ind Health 5, 851 (1989).

Krewski, D., Clayson, D., Collins, B. and Munro, I.C. "Toxicological Procedures for Assessing the Carcinogenic Potential of Agricultural Chemicals". R.A. Fleck, Advances in Genetic Toxicology: An Agricultural Perspective, New York, Plenum Press (1982).

LaVoie, E.J., Braley, J.E., Rice and Rivenson, A. "Tumourigenic Activity of Non-alternant Polynuclear Aromatic Hydrocarbons in Newborn Mice". Cancer Lett, 34, 15 (1987).

LaVoie, E.J., Amin, S., Hecht, S.S., Furuya, K. and Hoffmann, D. "Tumour-initiating Activity of Dihydrodiols of Benzo(b)fluoranthene, Benzo(j)fluoranthene and Benzo(k)fluoranthene". Carcinogenesis, 3(1), 49 (1982).

Lewtas, J. Carcinogenic Risks of Polycyclic Organic Matter (POM) from Selected Emission Sources. Development of a Comparative Potency Method. (U.S.) Environmental Protection Agency, Research Triangle Park, NC Deliverable Report No. 3128.

Lioy, P.J. and Greenberg, A. "Factors Associated with Human Exposures to Polycyclic Aromatic Hydrocarbons". Toxicology Industrial Health 6 209 (1990).

LSRO. Life Sciences Research Office. Biological Bases for the Interspecies Extrapolation of Carcinogenicity Data. Federation of American Societies for Experimental Biology, Bethesda, MD (1986).

McKone, T.E. "Dermal Uptake of Organic Chemicals from a Soil Matrix". Risk Analysis, 10, 407, 1990.

Miller, C.T., Krewski, D. and Munro, I.C. "Conventional Approaches to Safety Evaluation". In: Proceedings International Conference on Safety Evaluation and Regulation of Chemicals, F. Homburger, S. Karger, A.G. Basel, 1983, pp 66-76.

National Academy of Sciences. Risk Assessment in the Federal Government: Managing the Process. National Academy Press, Washington DC, 1983.

NRC. National Research Council. Complex Mixtures. Methods for *In vivo* Toxicity Testing. Washington, DC (1988).

NTP. National Toxicology Program. Report of the NTP Ad Hoc Panel on Chemical Carcinogenesis Testing and Evaluation. Board of Scientific Counsellors, U.S. Department of Health and Human Services, Washington, DC. (1984)

OSTP. Office of Science and Technical Policy. "Chemical Carcinogens: A Review of the Science and Its Associated Principles". Fed Reg Part II 10371 (1985).

OWMC. Environmental Assessment for a Waste Management System Volume I The OWMC Undertaking. Ontario Waste Management Corporation, 1988.

Paustenbach, D. J., Jernigan, J. D., Finney, B. L., Ripple, S. R. and Keenan, R. E. "The Current Practice of Health Risk Assessment: Potential Impact on Standards for Toxic Air Contaminants." J Air Waste Management Association 40:1620 (1990).

Preuss, P. W. and Ehrlich, A. M. "The Environmental Protection Agency's Risk Assessment Guidelines." J Air Pollution Cont Association 37:784 (1987).

Roberts, T.M., Gizyn, W. and Hutchinson, T.C. "Lead Contamination of Air, Soil, Vegetation and People in the Vicinity of Secondary Lead Smelters". Confer Trace Subst Environ Health, 8 , 155 (1974).

Rugen, P.J., Stern. C,D. and Lamm, S.H. "Comparative Carcinogenicity of the PAHs as a Basis for Acceptable Exposure Levels (AELs) in Drinking Water". Reg Toxicol Pharmacol 9, 273 (1989).

Roussel, R., Allaire, M. and Friar, R. S. "Identification and Determination of Polycyclic Aromatic Compounds in Airborne Particulate Matter Near a Horizontal Stud Soderberg Plant." J Air Waste Management Association, 42 , Submitted for publication (1992).

Slaga, T.J., Jecker, L., Bracken, W.M. and Weeks, C.E. "The Effects of Weak or Nnon-carcinogenic Polycyclic Aromatic Hydrocarbons on 7,12-dimethylbenz(a)anthracene and Benzo[a]pyrene Skin Tumor-initiation". Cancer Lett 7, 51 (1979).

Stanek, E.J. and Calabrese, E.J. "A Guide to Interpreting Soil Ingestion Studies I. Development of a Model to Estimate the Soil Ingestion Detection Level of Soil Ingestion Studies". Regulatory Toxicology Pharmacology, 13, 263, (1991).

Thorslund, T. and Farrar, D. 1990. Development of Relative Potency Estimates for PAHs and Hydrocarbon Combustion Product Fractions Compared to Benzo[a]pyrene and Their Use in Carcinogenic Risk Assessments. United States Environmental Protection Agency, 1991.

Thyssen, J., Althoff, J., Kimmerle, G. and Mohr, U. "Inhalation Studies with Benzo[a]pyrene in Syrian Golden Hamsters". J Natl Cancer Inst 66, 575 (1981).

Van Ryz n, J. "Quantitative Risk Assessment". J Occup Med 22, 321 (1980).

Wislocki, P.G., Bagan, E.S., Lu, A.Y.H., Dooley, K.L., Fu, P.P., Han-Hsu, H., Beland, F.A. and Kadlubar, F. "Tumorigenicity of Nitrated Derivatives of Pyrene, Benz(a)anthracene, Chrysene and Benz(a)pyrene in the Newborn Mouse Assay". Carcinogenesis, 7(8), 1317 (1986).

Wynder, E.L. and Hoffman, D. "Carcinogenicity of Benzofluoranthenes". Cancer, 12(6), 1194 (1960).

Yanysheva, N.Y. and Balenko, N.V. "Experimental Lung Cancer Caused By Introduction of Various Doses of 1,2,5,6-dibenzanthracene. Gig I Sanit 31, 12 (1966).

Legal and Economic Aspects to Toxic Substances Regulations

(Aspects juridiques et économiques de la réglementation des substances toxiques)

Michael Cloghesy
Canadian Manufacturers of Chemical Specialties Association

Paper unavailable at time of printing
Texte non reçu au moment de mettre sous presse

Case Histories of the Thermal Treatment of Contaminated Soils Using Rotary Kiln and Infrared Incineration

by Doug White, P.Eng.
Senior Project Engineer

Proctor and Redfern Limited
45 Goderich Road
Hamilton, Ontario
L8E 4W8

ABSTRACT

To date there have been two PCB destruction projects carried out in Canada using mobile incineration technologies; one at Goose Bay, Labrador using an infrared incinerator and the other at Smithville, Ontario using a rotary kiln incinerator. Both of these projects involved the incineration of several thousand tonnes of contaminated soils.

Both projects were succesful in that they decontamined the soil to the stringent project specific requirement of 0.5 ppm total PCB. The projects illustrated the versatility of incineration to successfully decontaminate soil with varying physical and chemical properties and at the same time meet all the environmental quality standards. However both projects illustrated problems related to feed preparation, soil moisture and cost of destruction.

Newer less expensive soil incineration equipment is now entering the U.S. market and this technology promises to bring down the cost/tonne, comply with even more stringent standards and provide even more versatility.

ASSAINISSEMENT DE SOLS CONTAMINÉS AUX BPC AVEC LE PROCÉDÉ CANADIEN AOSTRA TACIUK

par

Pierre S. Turcotte, ing.
Président

ADSUMA INC.
1604 des Pins ouest, Montréal (Québec)
(514) 933-2299

Sommaire

Le procédé AOSTRA Taciuk ("PAT"), une technologie canadienne développée à l'origine pour extraire l'huile des sables bitumineux, a récemment été utilisé avec succès pour un projet Superfund du USEPA, à Wide Beach, N.Y., pour déchlorer des sols contaminés aux BPC.

Dans les applications habituelles, le PAT utilise la pyrolyse pour vaporiser les contaminants et les récupérer pour recyclage. Pour cette application particulière de déchloration, le PAT a été combiné à la technologie APEG pour obtenir, dans les sols traités, une concentration résiduelle de BPC inférieure à la limite de détection de 63 ppb, alors que USEPA exigeait un maximum de 2 ppm (2 000 ppb). Les concentrations des autres effluents du PAT se sont également maintenues bien en dessous des critères imposés, tout au long du traitement des 42 000 tonnes de sols contaminés.

L'introduction de polyéthylène glycol (PEG) et d'hydroxyde de sodium (NaOH) dans la section de pré-chauffage du PAT permet de détacher le chlore des molécules de BPC et de le réunir au sodium du NaOH pour produire du chlorure de sodium (NaCl); les BPC, ayant perdu leur composante de chlore, sont ainsi chimiquement décomposés, et non détruits par combustion à haute température comme dans la majorité des autres procédés thermiques.

L'avantage particulier de l'utilisation du PAT avec le procédé APEG réside principalement dans sa capacité, grâce à sa zone de pyrolyse, de récupérer, pour ré-insertion dans la zone de pré-chauffage, les BPC qui n'ont pas été chimiquement détruits lors de leur exposition au PEG et NaOH.

Le procédé AOSTRA Taciuk est une technologie canadienne dotée d'un avenir prometteur au niveau mondial. Il a maintenant l'avantage d'avoir fait ses preuves, techniquement et commercialement, sur un projet Superfund supervisé et sanctionné par USEPA.

TRAITEMENT DE SITES CONTAMINÉS PAR L'INTÉGRATION DE TECHNOLOGIES

par

Diana Mourato
SNC◆LAVALIN
2, Place Félix-Martin
Montréal, Québec

INTRODUCTION

SNC◆LAVALIN opère depuis janvier 1992 une usine pilote intégrant trois technologies de traitement des sols contaminés sur le site de la Commission du Port de Toronto. Ce projet place SNC-Lavalin à la fine pointe des réalisations techniques en traitement de sols contaminés. En plus, ce projet a donné au groupe de SNC-Lavalin, l'expertise dans l'intégration de technologies, expertise essentielle pour la restauration de sites, clé en main.

Le projet de démonstration comprendra la décontamination dans un premier temps de quelque 4 000 tonnes de sols contaminés par des métaux lourds, des huiles et graisses, des hydrocarbures polyaromatiques et autres polluants organiques. Ces technologies seront intégrées dans la construction d'une usine fixe de traitement des sols pour la restauration du site du Port de Toronto.

Ce centre combine les trois procédés suivants: (voir Figure 1)
-lavage de sol;
-extraction des métaux lourds des sols (Metanetix);
-procédé de traitement biologique aérobie en réacteurs de SNC-Lavalin, avec oxydation chimique des contaminants organiques réfractaires comme pré-traitement.

La fin de la construction de l'unité de démonstration est prévue pour le mois de décembre 1991. Les opérations de décontamination se poursuivront jusqu'en juin 1992.

L'intégration de technologies différentes dont deux sont inédites sur un même site représente une première au Canada.

TECHNOLOGIE DE LAVAGE DE SOL

La technologie de lavage de sol est utilisée afin de traiter et de réduire le volume des sols contaminés. A ces fins, SNC-Lavalin compare les résultats de deux procédés: lavage à haute-pression et lavage par attrition chimique. Les résultats préliminaires obtenus dans le cadre du projet du Port de Toronto montrent cependant que la combinaison des deux procédés donne le meilleur rendement et est celle qui permet de traiter une plus grande gamme de sols et de contaminants. L'unité disponible pour le cas présent peut traiter de cinq (5) à dix (10) tonnes de sol à l'heure.

Les classes de contaminants pouvant être efficacement traitées à l'aide du lavage de sol sont les suivantes:
-hydrocarbures volatils ou non;

FIGURE 1

SCÉNARIOS DE TRAITEMENT DES SOLS

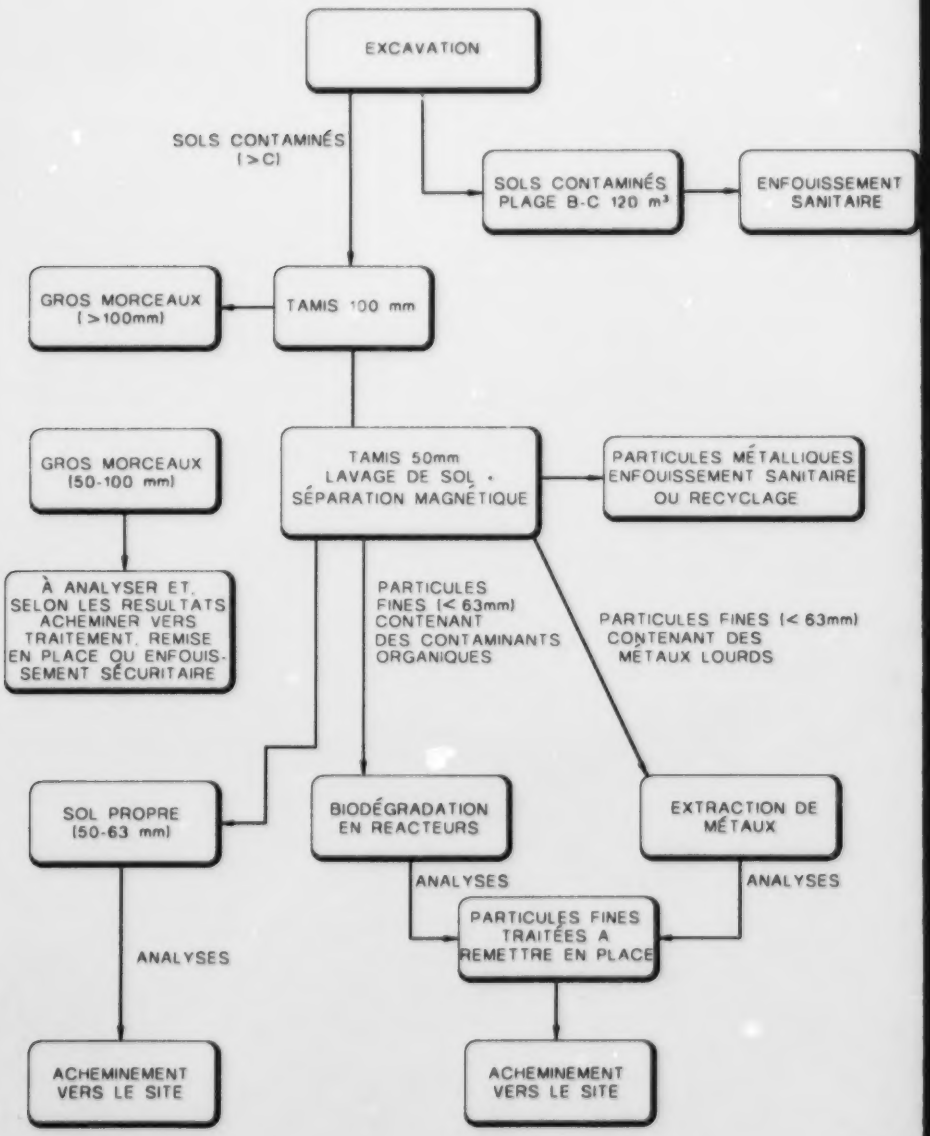
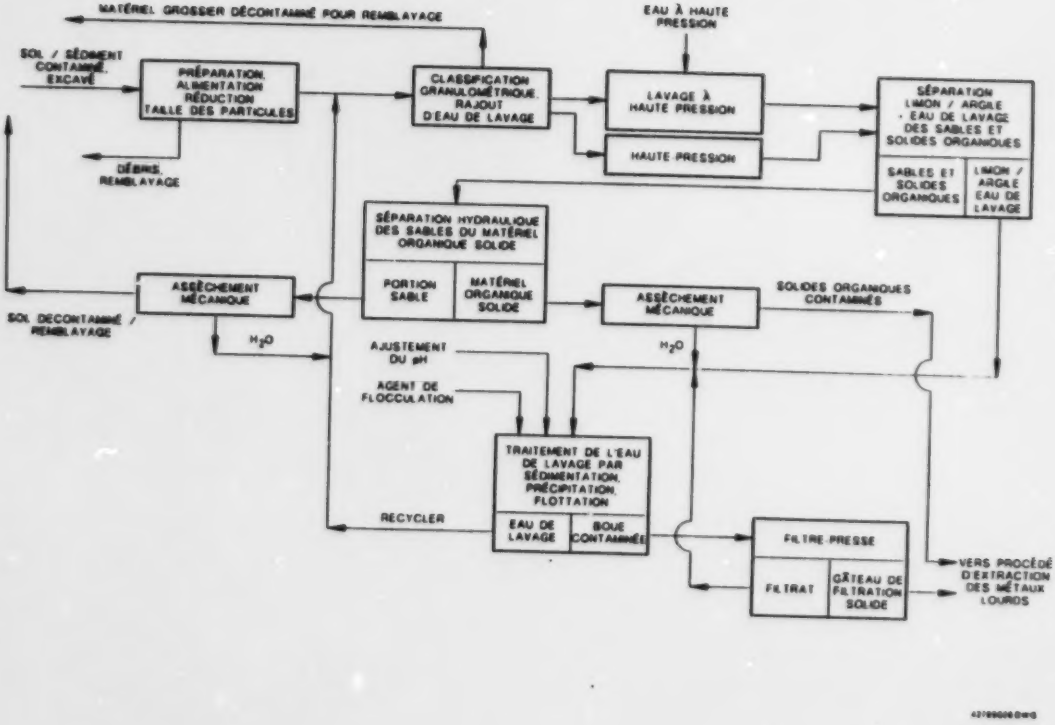


Figure 2

LAVAGE DES SOLS



-hydrocarbures halogénés ou non;
-BPC;
-pesticides;
-pentachlorophénols;
-composés phénoliques;
-métaux lourds;
-cyanures;
-composés créosotés;
-contaminants radioactifs.

Description du procédé

Le lavage de sol est généralement utilisé afin d'effectuer une réduction de volume du matériel contaminé. En effet, ce procédé désorbe les contaminants des particules ayant de cinquante (50) mm à soixante-trois (63) µm de diamètre.

Dépendant du sol, cette partie du sol peut représenter de 70 à 80% du volume de sol initialement contaminé. Après traitement cette fraction peut être remise en place, puisqu'elle rencontre les critères de décontamination locale.

Les gros morceaux ayant plus de cinquante (50) mm de diamètre sont retirés par tamisage au début du procédé. Ils sont ensuite analysés et, selon les résultats, traités, disposés ou remis en place. Il est aussi possible dans certains cas, d'utiliser un broyeur afin de pouvoir les traiter par le procédé. Les particules fines ayant un diamètre inférieur à soixante-trois (63) µm et représentant environ 20 à 30% du volume initial (dépendant de la granulométrie du sol), contiennent encore les contaminants concentrés. Ces particules fines doivent faire l'objet d'un traitement subséquent ou d'une disposition dans une cellule à sécurité maximale.

Tel que mentionné précédemment, le lavage de sol est un procédé à base d'eau dont le principal concept de traitement réside au niveau du transfert des contaminants de la phase solide à la phase liquide. La phase liquide incluant les particules fines (de diamètre inférieur à soixante-trois (63) µm) est ensuite séparée de la phase solide à l'aide de techniques de séparation physiques provenant du secteur minier. La séparation des fractions nécessite des équipements de classification tels des hydrocyclones, des tamis vibrateurs et autres. L'eau et les particules fines sont récupérées et font l'objet d'une autre séparation, si nécessaire, à l'aide d'équipements de déshydratation. Toute l'eau recueillie lors d'un tel traitement est récupérée, traitée (système de traitement d'eau intégré) et réutilisée dans le procédé. La boue récupérée contenant les particules fines et les contaminants est ensuite acheminée vers un autre système de traitement dans le cas d'un traitement intégré.

Les effluents générés par un tel procédé sont les suivants:
-les débris et les gros morceaux provenant de l'opération de tamisage au début du procédé;
-une fraction intermédiaire traitée (6 mm - 50 mm)
-du sol propre et prêt à être retourné sur le site (63 microns - 6 mm);
-la fraction organique du sol récupérée lors de la classification (généralement contaminée);
-les particules métalliques retirées à l'aide de séparateurs magnétiques secs et/ou humides (facultatif);
-des boues contaminées contenant les particules fines et les contaminants (moins que 63 microns) (ces boues sont traitées par les deux autres procédés);
-de l'eau contaminée, traitée et recyclée;

-du charbon activé provenant du système de traitement d'air.

TECHNOLOGIE D'EXTRACTION DES MÉTAUX LOURDS

Description du procédé

Le procédé d'extraction des métaux lourds Metanetix est une technologie qui permet d'extraire, de façon sélective ou non-sélective, les métaux lourds des cendres, poussières, boues, sables, sols, liquides et autres matrices. L'application de ce procédé au traitement des sols contaminés a donné d'excellents résultats. Une unité commerciale de 1 à 3 tonne/heure est présentement installée au Port de Toronto afin de valider la technologie pour le traitement des sols.

Le procédé d'extraction allie l'effet de la solubilisation des métaux par acidification à la chélation sélective des métaux lourds. Ces deux opérations sont appliquées au cours de phases successives du traitement. Lorsque possible, des réactifs disponibles commercialement sont utilisés pour la dissolution et la chélation, ce qui permet de retirer de façon efficace et économique les métaux lourds des matrices solides.

Le procédé Metanetix est innovateur tant par les aspects chimiques que par la conception de ses réacteurs. Le diagramme du procédé est très simple et celui-ci est conçu de façon à minimiser la manipulation des sols. Les réacteurs et l'ingénierie du procédé sont brevetés.

Le diagramme du procédé Metanetix est présenté à la figure 3. La première étape du procédé consiste en deux réacteurs d'extraction primaires dans lesquels les boues sont mélangées avec des acides pré-sélectionnés pour la solubilisation des métaux. Un chélateur liquide est aussi ajouté en vue de complexer les métaux adsorbés aux matières organiques. Le choix des acides et de leur concentration est établi de manière à maximiser l'extraction des métaux lourds visés tout en minimisant la dissolution des métaux non-contaminants.

Une fois les métaux solubilisés, le pH des boues dans les réacteurs d'extraction est ajusté et celles-ci sont pompées dans le réacteur contre-courant d'adsorption des métaux. Dans ce réacteur tubulaire, la boue est mise en contact avec un ou des chélateurs, qui, par un mécanisme breveté, extrait les métaux lourds des particules fines. La réaction est irréversible.

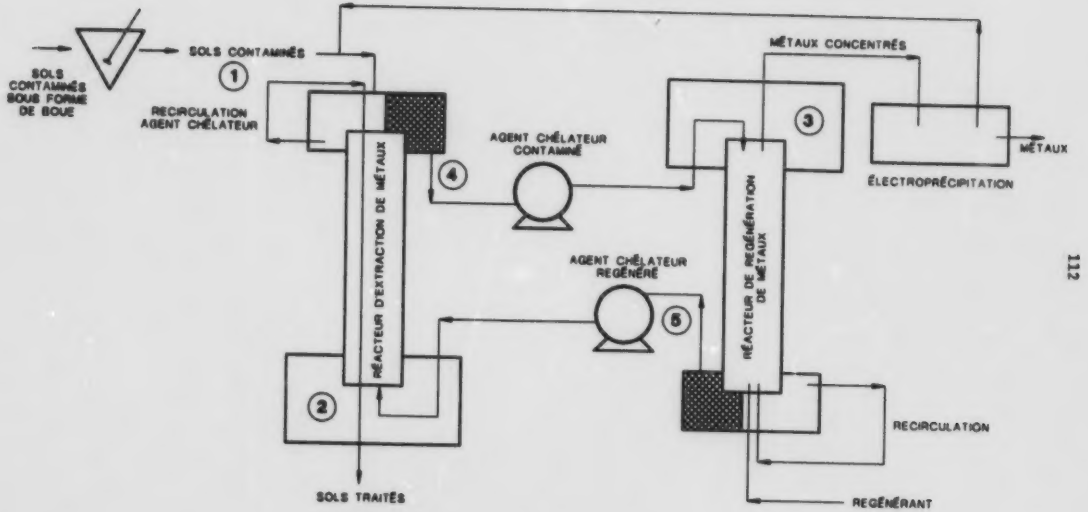
Après le premier réacteur, les boues sont libres des métaux lourds et peuvent être disposées, enfouies ou remises sur le site après épaississement selon la nature des sols ou, acheminées vers une installation de traitement subséquent. Comme dans le cas du Port de Toronto, les chélateurs contaminés suite au processus d'extraction des métaux lourds, doivent être régénérés. La régénération de ces derniers est effectuée dans le deuxième réacteur tubulaire ou réacteur de régénération. Dans ce réacteur, les chélateurs sont mis en contact avec des acides qui solubilisent les métaux lourds jusqu'à régénération complète des chélateurs. Aucun chélateur n'est entreposé sur le site de traitement, ceux-ci étant entièrement contenus dans les deux réacteurs.

Les métaux lourds maintenant dans la phase acide sont récupérés par précipitation électrolytique. Cette méthode permet de récupérer les métaux à l'état pur, et en facilite le recyclage. Les métaux lourds qui, au départ, contaminaient le sol, sont devenus une ressource non-négligeable et peuvent s'intégrer au cycle des 4R.

L'unité de traitement vient équipée avec un système d'épuration des gaz, tous les points d'émission étant couverts en circuit fermé.

Figure 3

PROCÉDÉ D'ÉCHANGE IONIQUE SÉLECTIF



POINTS D'ÉCHANTILLONNAGE

1. SOLS NON-TRAITÉS
2. SOLS TRAITÉS
3. EFFLUENT CONCENTRÉ EN MÉTAUX
4. AGENT CHÉLATEUR CONTAMINÉ
5. AGENT CHÉLATEUR REGÉNÉRÉ

TECHNOLOGIE DE BIODÉGRADATION EN RÉACTEURS

SNC-Lavalin dispose d'une technologie de biodégradation aérobie en réacteurs. Cette technologie est applicable aux matrices contaminées par des hydrocarbures pétroliers. Ce procédé est recommandé en particulier pour des matrices telles des sols argileux ou silteux, boues, sédiments fins ayant un pourcentage élevé de particules de diamètre inférieur à 100 µm et boues résultant d'une étape de lavage de sol.

Cette technologie est innovatrice car elle combine l'oxydation chimique comme pré-traitement au processus de biodégradation. Cette innovation permet de traiter une plus grande variété de contaminants organiques, à une plus grande concentration en moins de temps que des procédés de biodégradation conventionnels. En effet, les expériences passées ont démontré que les technologies de biodégradation des hydrocarbures ont des limites et que certains types d'hydrocarbures sont réfractaires à la biodégradation. Ces composés sont généralement des hydrocarbures aliphatiques à très longue chaîne ou des hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) de haut poids moléculaire. Le procédé biologique de SNC-Lavalin pallie donc à ces lacunes lors du processus de biodégradation et ajoute l'étape de l'oxydation chimique comme étape préliminaire. Cette oxydation chimique permet de couper les chaînes et cycles de ces molécules et les rend plus accessibles à la consommation bactérienne.

Ce procédé se distingue aussi des autres procédés biologiques par sa capacité à traiter du matériel contenant jusqu'à 350 000 ppm (35%) d'huiles et graisses et 40% (poids/poids) de matière solide.

Description du procédé

Le procédé de biodégradation en réacteurs de SNC-Lavalin consiste en plusieurs réacteurs aérobie, le nombre de réacteurs étant fonction de la quantité de matériel à traiter. Dans les réacteurs, le matériel sous forme de boue est mélangé et aéré en utilisant des aérateurs et des pompes submersibles.

La figure 4 représente le diagramme du procédé. Le matériel à traiter est sous forme de boue contenant un haut pourcentage de solides. Dans un premier temps la boue est pompée dans le premier réacteur où les hydrocarbures sont oxydés chimiquement par l'ajout d'agents oxydants et de catalyseurs. Il est à noter qu'il s'agit d'une oxydation partielle afin de rendre les contaminants organiques réfractaires accessibles à la biodégradation. Il n'y a pas d'action biologique dans ce premier réacteur. La boue est ensuite transférée du premier réacteur dans une série d'autres réacteurs qui contiennent la biomasse. Le nombre de réacteurs en série varie selon le volume de sol à traiter. Ces bioréacteurs sont identiques. La biodégradation a lieu grâce à des microorganismes indigènes au sol. L'inoculation avec d'autres sols ou avec des boues de raffineries n'est utilisée que si un problème devait se produire.

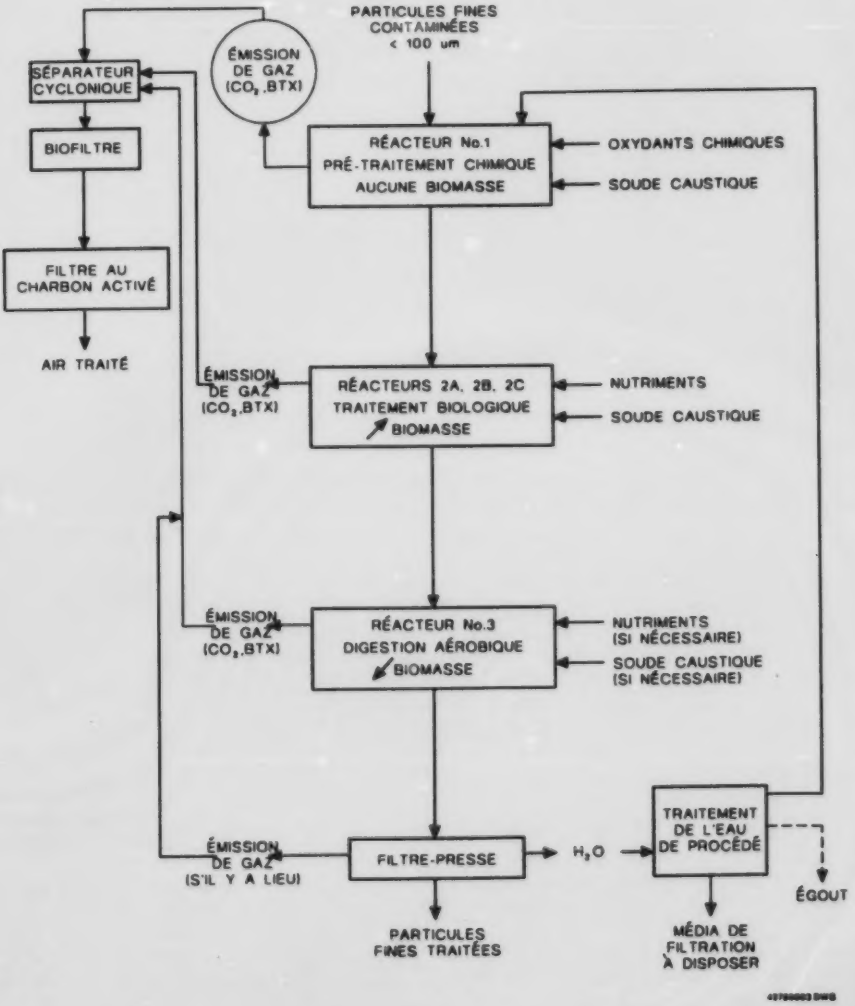
La boue biodégradée est acheminée vers un dernier réacteur qui sert de digesteur aérobie. Dans ce réacteur la biomasse est réduite par respiration indigène.

Les boues sortant du dernier réacteur sont déshydratées et remises sur le site après analyses. L'eau de procédé recueillie est acheminée vers l'unité de traitement d'eau.

Toutes les émissions gazeuses sont également recueillies et traitées avant d'être rejetées à l'atmosphère.

Le procédé n'affecte en aucun cas les concentrations de métaux présents dans les sols. Au contraire, des concentrations trop élevées de métaux lourds dans les sols pourraient inhiber

FIGURE 4
TRAITEMENT BIOLOGIQUE
DES SOLS EN BIORÉACTEURS



le processus de biodégradation. Dans de tels cas, les métaux lourds sont extraits avant le procédé de biodégradation.

Le procédé génère les effluents suivants:
-matériel traité déshydraté;
-eau de procédé acheminée vers le système de traitement d'eau;
-gaz acheminés vers le système de traitement d'air.

TRAITEMENT DES EAUX/TRAITEMENT D'AIR

Certaines des technologies présentées lors des sections précédentes peuvent générer des émissions liquides et gazeuses nécessitant un traitement ultérieur avant leur rejet dans l'environnement.

La firme SNC-Lavalin dispose d'unités de traitement de ces émissions. Ces unités sont intégrées dans les systèmes de traitement des sols.

Traitement des rejets liquides

Les eaux dans le système de traitement des sols sont recirculées par traitement. Trois traitements sont disponibles:
-le lavage des sols a sont traitement intégré. Celui-ci combine la sédimentation à la flottation par air dissous pour éliminer les solides en suspension;
-les eaux du procédé biologique ou de l'extraction des métaux lourds est traitée par coagulation/floculation/sédimentation;
-lorsque une purge est requise ou lorsque une décharge des eaux au système sanitaire est requis, l'eau est traitée par un procédé de filtration à haute performance.

Cette unité mobile de traitement d'eau a été développée par Lavalin Envirotech basée sur le principe physico-chimique, c'est-à-dire, floculation/coagulation, filtration et oxydation. Ce procédé permet d'extraire une variété de contaminants toxiques présents dans les eaux usées tels:
-les hydrocarbures aromatiques monocycliques (H.A.M.);
-les hydrocarbures aromatiques polycycliques (H.A.P.);
-les produits organiques et inorganiques (B.P.C., dioxines, pesticides, composés chlorés, etc.);
-les métaux lourds;
-les composés phénoliques.

L'unité mobile a été construite de façon à pouvoir se déplacer facilement sur le site.

Le traitement de ces eaux satisfait aux exigences demandées par les municipalités ou le Ministère de l'Environnement du Québec. Les concentrations finales des contaminants sont généralement situées en-dessous des limites de détection des appareils de laboratoire ou inférieures aux normes en vigueur.

Description du schéma du procédé

Le traitement d'eau a été conçu dans le but de traiter une très grande variété d'eaux usées et est basée sur trois (3) principes qui peuvent être sélectionnés selon la qualité de l'eau à traiter. Les différentes étapes de traitement sont:

1. floculation/coagulation (communément appelé prétraitement);
2. filtration -sur sable;

-sur absorbants;
-sur charbon activé;

3. oxydation à l'aide de peroxyde d'hydrogène (H_2O_2).

L'unité mobile de filtration comprend trois séries de deux filtres, soit:
-deux (2) filtres au sable "VORTISAND" pour éliminer les solides en suspension qui n'auraient pas décantés lors de l'étape de coagulation;
-deux (2) filtres à absorbants:
-pour la capture des contaminants organiques dissous, en suspension ou émulsifiés;
-deux (2) filtres au charbon activé:
-permettent un rôle de polissage et complètement le traitement de l'eau. Une dernière portion des contaminants organiques dissous est retenue par adsorption sur le charbon.

Si la qualité de l'eau l'exige, celle-ci peut être acheminée vers un réservoir d'oxydation où une injection de peroxyde d'hydrogène (H_2O_2) permet l'élimination de tous les composés oxydables chimiquement. Après vérification de la qualité de l'eau traitée à l'aide d'analyses chimiques faites en laboratoire, l'eau peut être rejetée au réseau d'égout pluvial ou sanitaire.

Le montage des équipements permet d'obtenir une séquence de traitement qui est propre au type d'eau à être traitée. Ainsi la flexibilité de l'unité permet de combiner ces diverses techniques et l'efficacité globale est donc améliorée.

Génération de résidus après traitement

Deux (2) types de résidus sont générés lors d'un traitement d'eau:

1. **boues de traitement**: durant le prétraitement de l'eau, lors de l'ajout de floculant/coagulant, il se forme des "flocs" entre ces produits et certains contaminants présents dans l'eau. Les coagulants provoquent l'agglomération des colloïdes en particules suffisamment importantes pour se prêter à la sédimentation gravitaire et à la décantation de l'eau.

Ces boues de traitement ainsi formées sont de nature liquide et contiennent un fort pourcentage d'eau. En général, il y a production d'environ 2 à 3 % de boues lors de l'étape de prétraitement et si les quantités générées ne sont pas suffisantes pour justifier l'emploi d'un filtre-presse ou d'un filtre à bandes, elles sont pompées et disposées dans un site autorisé après avoir été codifiées;

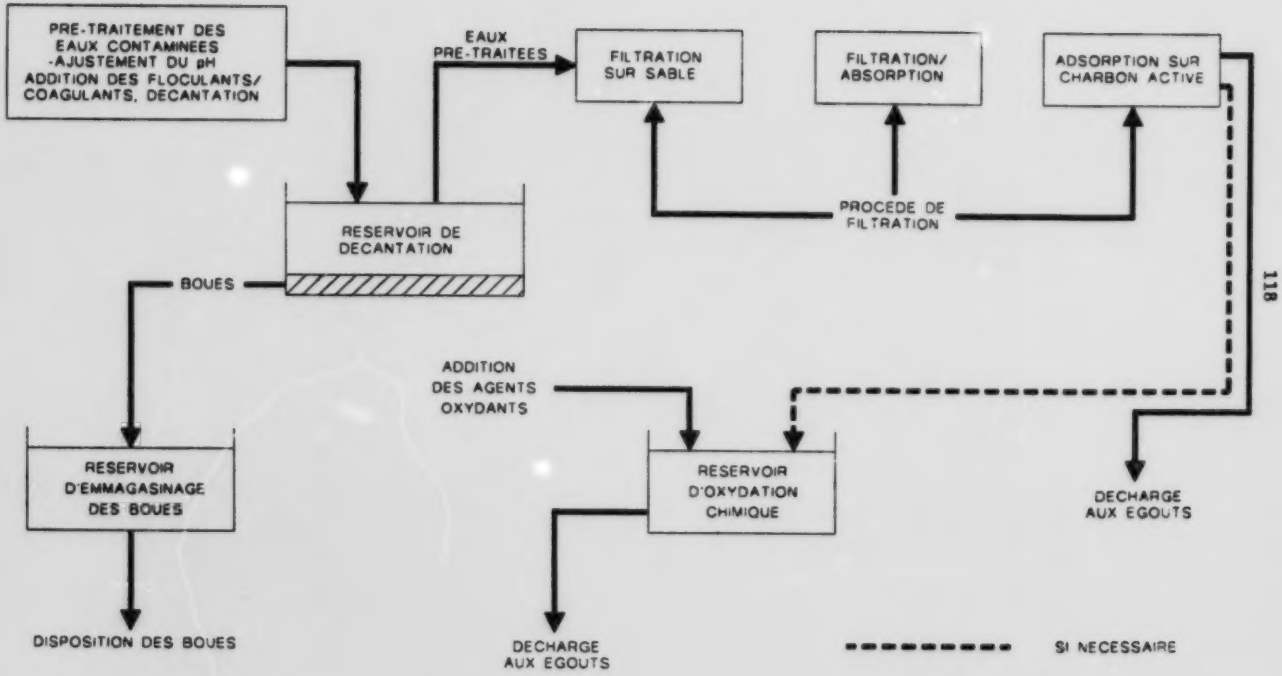
2. **milieux filtrants**: les milieux filtrants contenus dans les filtres doivent être changés régulièrement dépendant de leur niveau de saturation, afin d'assurer une efficacité d'enlèvement des contaminants. Avant leur disposition, les milieux filtrants sont échantillonnés puis analysés au laboratoire pour les paramètres de l'Annexe III des déchets dangereux et sont ainsi disposés de façon adéquate selon les résultats des analyses chimiques.

Traitement d'air

Chacune des technologies de traitement présentées précédemment émettent des gaz contaminés à des niveaux plus ou moins élevés. Il est important de récupérer ces gaz et de les traiter.

Dans le cadre du projet de Toronto le traitement de l'air s'établit comme suit:
-pour le lavage de sol: Unité de charbon activé de 5000 cfm + un biofiltre de 10 000 cfm + unité de charbon activé de 10 000 cfm;
-pour l'unité d'extraction des métaux lourds: Une tour de lavage des gaz de 4000 cfm + un

PROCEDE MOBILE DE TRAITEMENT
PHYSICO-CHIMIQUE DES EAUX CONTAMINEES
DIAGRAMME D'ECOULEMENT



biofiltre de 10 000 cfm + unité de charbon activé de 10 000 cfm;
-pour les réacteurs de biodégradation: un cyclone + un biofiltre de 10 000 cfm + une unité de charbon activé de 10 000 cfm;

Il est à noter que le biofiltre et le charbon activé de 10 000 cfm sont communs à toutes les unités de traitement. Le biofiltre est utilisé comme une nouvelle technologie permettant de minimiser l'emploi de charbon activé. Comme les installations de traitement des sols utilisées dans le cadre du présent projet seront sensiblement les même que celles du Port de Toronto, il est à prévoir que le même type d'installation de traitement d'air sera adéquat.

Remplacement des réservoirs souterrains : stratégie gouvernementale pour faire face à 50 000 cas de problèmes potentiels

(Replacement of Underground Reservoirs: Governmental Strategy to Cope With 50,000 Potential Site Problems)

Michel Beaulieu
Ministère de l'Environnement du Québec

Texte non reçu au moment de mettre sous presse
Paper unavailable at time of printing

TRAITEMENT BIOLOGIQUE DE SOL CONTAMINÉ PAR DU PCP: HISTOIRE DE CAS

Benoît Cyr[1], André Bériault[2] et Ravenald Guy[3]
[1] Biogénie inc., 350, rue Franquet, entrée 10, Ste-Foy, Qc G1P 4P3
[2] Hydro-Québec, Vice-présidence Environnement, 1010, Ste-Catherine est, Montréal, Qc H2L 2G3
[3] Hydro-Québec, Rég. Saguenay, 1400, rue Manic, Chicoutimi, Qc G7H 5R9

INTRODUCTION

À Hydro-Québec, les poteaux de bois traité servent surtout de support aux lignes de distribution d'énergie électrique et à certaines lignes de répartition. Les réseaux actuels comptent plus d'un million et demi de poteaux, dont 95% sont traités au pentachlorophénol (PCP).

Des poteaux sont nécessaires pour la construction de nouvelles lignes et l'entretien des réseaux existants. Environ 90 sites, répartis à travers la province, sont actuellement utilisés pour l'entreposage des poteaux. Le lessivage des poteaux traités par les eaux de pluie cause une contamination des sols par des résidus de pentachlorophénol.

Le nettoyage de ces sites pose certains problèmes. L'application de la réglementation existante fixe de sérieuses limites à la disposition des terres imbibées de résidus d'agents de préservation du bois. Il est de plus en plus difficile de disposer des sols contaminés dans les sites d'enfouissement sanitaire et l'entreposage de grandes quantités de sols contaminés montre l'urgence de trouver des solutions à ce problème.

Les travaux présentés dans cet exposé s'inscrivent donc dans une démarche visant à trouver une alternative pour la restauration des terrains contaminés par le pentachlorophénol. Ils ont été réalisés sur une période de trois ans et au cours de trois phases: phase I - Étude de traitabilité en laboratoire, fév. à nov. 1989;
phase II - Essai à l'échelle pilote, juin à nov. 1990;
phase III - Décontamination à l'échelle du terrain, juin à nov. 1991.

DESCRIPTION DES TRAVAUX

PHASE 1 - ÉTUDE EN LABORATOIRE - 1989

L'objectif de cette étude était d'évaluer le potentiel d'un procédé biologique pour traiter un sol contaminé par du pentachlorophénol (PCP).

Cette étude couvrait les activités suivantes:
- évaluation des caractéristiques du sol à décontaminer
- sélection et acclimatation d'une microflore apte à dégrader le PCP
- simulation du biotraitement en colonnes de sol

1.1 Évaluation des caractéristiques du sol à décontaminer

Le contenu en PCP de quatre échantillons prélevés variait de 88,7 à 1 020 ppm tandis que le contenu en huiles et graisses minérales oscillait entre 2 600 et 14 000 ppm.

La fraction granulométrique inférieure à 2 mm était composée à 95% de sable. Le pH était d'environ 5,5 et le contenu en matière organique était d'environ 3%.

1.2 Sélection et acclimatation d'une microflore apte à dégrader le PCP

La population microbienne indigène et des populations microbiennes provenant de d'autres sites contaminés au PCP (exotiques) ont été isolées et acclimatées sur des milieux dont la concentration en PCP était progressivement augmentée. On procède à une série de transferts successifs au cours desquels le nombre d'espèces distinctes dans chacune des populations diminue, ne laissant que les variétés les mieux adaptées. Au cours de l'acclimatation, le temps d'incubation nécessaire entre deux transferts est passé d'un mois à trois jours. La prise en charge du PCP par les différentes populations était évaluée périodiquement.

Ces travaux ont permis de réunir deux consortiums bactériens performants: le mélange 13 (microflore indigène) et le mélange 19 (microflore exotique). À partir d'une concentration initiale de 100 ppm de PCP, ces mélanges bactériens permettaient d'atteindre régulièrement un enlèvement supérieur à 95% en trois jours d'incubation.

Lors de ces travaux, il a également été démontré que le transfert des bactéries sur un milieu ne contenant pas de PCP entraînait la perte de la capacité à dégrader ce contaminant.

1.3 Simulation du biotraitement en colonnes de sol

Les travaux d'essai de biotraitement en colonnes ont été effectués sur l'échantillon qui représentait le pire cas de contamination retrouvé sur le site. Le tableau 1 résume quelques propriétés du sol utilisé pour cette expérience.

TABLEAU 1
QUELQUES PROPRIÉTÉS DU SOL UTILISÉ
POUR L'EXPÉRIENCE DE BIODÉGRADATION

Paramètres	
pH	4,95
Microflore spécifique (UFC/mL)	$9{,}0 \times 10^5$
Huiles et graisses minérales (ppm)	9 000
PCP (ppm)	1 030
Classe texturale pour la fraction < 2 mm	sable

La simulation en colonne s'est effectuée sur un échantillon de 2,5 kg de sol. Le système utilisé permettait d'insuffler de l'air dans la colonne, tandis que le lixiviat est totalement recueilli à la base de la colonne pour être recirculé tout au long du traitement. Les mélanges bactériens 13 et 19 ont été inoculés une fois par semaine. Ce traitement a permis d'abaisser la concentration en PCP de plus de 93% en 17 semaines.

L'activité bactérienne a été responsable de la majeure partie de cette diminution étant donné que durant la même période une colonne témoin aérée et arrosée à l'eau a vu son contenu en PCP diminuer de 13%.

Ces résultats, obtenus sur l'échantillon le plus contaminé du site, ont été considérés suffisamment concluants pour procéder à un essai à l'échelle-pilote.

PHASE 2 - ESSAI À L'ÉCHELLE PILOTE - 1990

Cette étape du projet consistait à appliquer les résultats des travaux de laboratoire à un essai sur le terrain sur une quantité de 100 mètres cubes de sol.

Pour réaliser cet essai, il fallait réussir à produire en quantité suffisante une biomasse bactérienne ayant la capacité de dégrader le PCP. En effet, le succès de l'inoculation à l'échelle du terrain nécessite à la fois la production de quantités suffisantes de cellules viables et la conservation de l'activité bactérienne vis-à-vis la dégradation du PCP. Un des problèmes particuliers liés à la production des bactéries acclimatées est que ces bactéries peuvent perdre leur performance à dégrader le PCP après la fermentation dans un milieu riche en carbone.

Dans une série d'études destinées à l'évaluation des conditions de production, nous avons observé que certains facteurs tels que la composition du milieu, le substrat carboné, l'ajout d'un inducteur favorisant la synthèse des enzymes nécessaires à la dégradation du PCP ainsi que la durée de fermentation influencent fortement la qualité des bactéries produites.

La production des inoculum a été réalisée avec un fermenteur «Bioengineering» d'une capacité de 12 litres. Dans des conditions choisies, nous avons pu atteindre une production de 5 x 10^9 UFC/mL et en même temps conserver une excellente activité sur le PCP.

2.1 Système utilisé

Le sol à traiter a été placé sur une aire d'asphalte profilée pour permettre un écoulement des eaux de lixiviation vers un réservoir. Dans ce réservoir, on ajoute à l'eau les additifs nécessaires et on la recircule sur la pile à l'aide d'un boyau d'arrosage.

L'aération de la pile est assurée à l'aide d'une soufflante. L'air peut être poussé sous la pile ou aspiré; dans ce dernier cas, il passe ensuite à travers un filtre au charbon activé qui a pour rôle de trapper les composés volatils.

2.2 Opération du site

Une fois l'installation de l'aire de traitement complétée, une quantité d'environ 120 m^3 de sol contaminé a été excavée et placée sur l'aire. Le sol a été recouvert d'une toile afin de séparer les eaux de pluie des eaux de procédé. La mise en marche du système s'est effectuée le 13 juillet 1990.

Au cours de l'opération, des nutriments et des bactéries ont été ajoutés périodiquement. L'eau récupérée dans le réservoir était recirculée sur la pile à l'aide du boyau d'arrosage. La soufflante a fonctionné en permanence au cours du traitement. L'opération du système s'est terminée le 15 novembre 1990.

Au cours de cette période (18 semaines), le contenu en PCP du sol est passé de 115 à 1,9 ppm tandis que le contenu en huiles et graisses minérales est passé de 700 à moins de 300 ppm.

Ces résultats ont justifié une démonstration consistant à traiter la totalité des sols contaminés du site de la rue des Pins à Alma.

PHASE 3 - DÉCONTAMINATION À L'ÉCHELLE DU TERRAIN - 1991

3.1 Excavation du sol contaminé

Le sol a été excavé aux endroits contaminés identifiés par l'étude de caractérisation (Figure 1). Les taches de surfaces (A. B. C. D. E. F. G. H. I. J. Q. R. S) correspondent à des déversements mineurs d'huile isolante et les surfaces rectangulaires (F-1 à F-8) correspondent à l'emplacement d'anciennes piles de bois (poteaux traités au PCP). Des creusages supplémentaires ont été effectués pour chacune des places où la concentration excédait le critère C de la politique de réhabilitation du MENVIQ, soit 5 000 mg/kg pour les H&G et 5 mg/kg pour le PCP.

3.2 Description du site

Terrain et installations

La Figure 2 présente un schéma de la station de traitement sur le site. On y retrouve essentiellement les deux aires de traitement qui consistent en des plateformes d'asphalte comportant une légère pente vers un drain qui conduit au réservoir. Le sol excavé a été placé en pile (dimension: 30 m x 8 m x 2m chacune) sur ces aires et a été recouvert d'une toile imperméable afin de pouvoir contrôler certains paramètres (émanations, humidité, etc). On remarque également à la même figure l'unité technique où sont regroupés les équipements d'aération, d'irrigation et de filtration.

Caractéristiques du sol

Le sol excavé et placé en pile est hétérogène, de nature sableuse et pauvre en matière organique. Il se compose globalement de 47 % de particules de diamètre inférieur à 2mm, de 15 % de particules de 2 à 5,6 mm, de 25 % de particules de 5,6 à 50 mm et de 13 % de particules plus grosses que 50 mm.

3.3 Production des bactéries acclimatées

Le procédé mis au point pour l'enlèvement des PCP consiste à inoculer le sol avec des souches bactériennes sélectionnées pour leur capacité à dégrader ce contaminant. Les souches ont été isolées en 1988-89 à partir de différents sols contaminés au PCP, incluant celui du terrain à Alma. Ce sont ces mêmes souches qui avaient été utilisées en 1990.

Contrôle de l'efficacité des souches bactériennes

L'inoculum produit est constitué d'un consortium bactérien comprenant trois principaux types de bactéries. L'examen des souches effectué périodiquement en cours de traitement a montré que les bactéries implantées dans le sol correspondent à celles qui ont été introduites. Ces résultats montrent que les bactéries produites ont bien colonisé le sol tout au long du traitement.

FIGURE 1
CARTE SCHÉMATIQUE DES SURFACES CONTAMINÉES
ANCIEN CENTRE DE SERVICES D'ALMA

Superficies contaminées:

Emplacement des anciennes piles de bois

G taches d'huile

Limites des zones d'échantillonnage

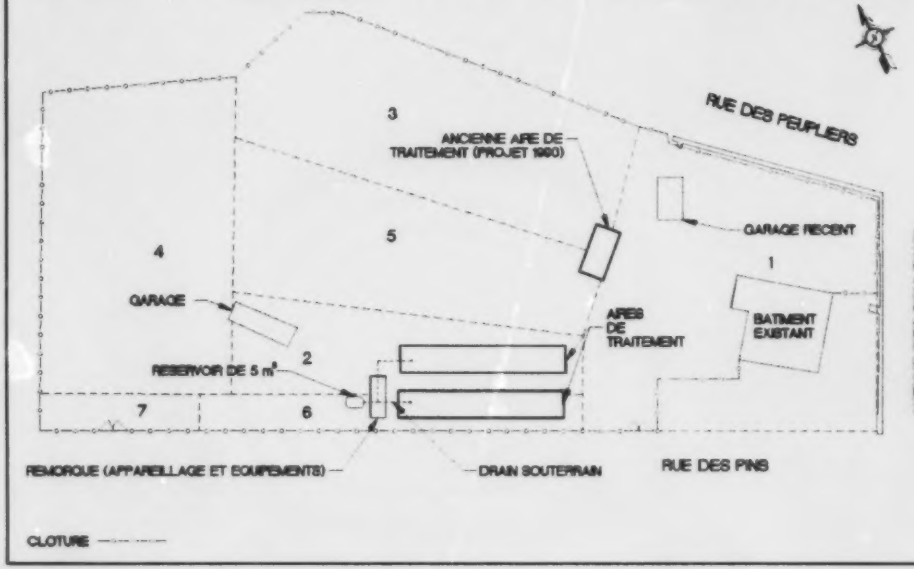
Limites de propriété d'Hydro-Québec

BIOGÉNIE
SPÉCIALISTES EN ENVIRONNEMENT

HYDRO-QUEBEC,ALMA

FIGURE 2

SCHEMA DES INSTALLATIONS DE DECONTAMINATION DU SOL EN 1991



Le consortium bactérien est maintenu en culture par transfert hebdomadaire dans un milieu minéral contenant du PCP. Un test de capacité des souches à dégrader le PCP est fait périodiquement de manière à s'assurer de leur efficacité. Le même test est effectué avec les cultures produites en fermenteur, destinées à inoculer le sol sur le terrain à chaque semaine.

3.4 Méthodologie d'opération

Période

La station de traitement a été érigée en même temps que la période d'excavation du sol, soit en Juillet. Le traitement a débuté en Août et s'est terminé à la fin Novembre.

Opérations particulières

Les inocula bactériens et les nutriments inorganiques (azote, phosphore et minéraux) étaient ajoutés au sol par le système d'irrigation, via le réservoir. Toute l'eau du réservoir a été retournée au sol des piles avant la fin du traitement.

À l'aide d'une soufflante et de conduites de 10 cm de diamètre, le sol a été aéré pour fournir l'oxygène aux bactéries. Au cours des dix premières semaines de traitement, le système d'aération a été opéré en suction et l'air évacué était filtré par des lits de charbon activé. Le système a été inversé, c'est-à-dire installé pour que l'air soit soufflé dans les deux piles, dès que la permission ait été obtenue du MENVIQ suite à l'examen des analyses d'air.

3.5 Programme d'analyses

Tel que convenu avec le ministère de l'Environnement, les analyses suivantes devaient être réalisées:

Contaminant	Méthode d'analyse	Quantité et fréquence
Sur le sol		
Comp. org. vol.	EPA 624	3 échantillons sur une pile, après 2 semaines
Comp. org. s.vol.	EPA 625	1 échantillon/pile, au début, après 2 sem. et à la fin
PCP	EPA 8040	4 échantillons/pile, au début et aux 4 semaines
PCP	EPA 8040	4 échantillons, avant et après le 1er brassage (1 pile)
H&G	AWWA 503	4 échantillons/pile, au début et aux 4 semaines
Chlorures tot.	Argentométrie	1 échantillon/pile, au début, après 2 sem. et à la fin
Sur les gaz d'aération		
HAM	NIOSH 1501	Deux fois, et plus si nécessaire
PCP	IRSST 46-1	Une fois, et plus si nécessaire
Sur le charbon des filtres		
HAM	NIOSH 1501	Une fois, et plus si nécessaire

HAM: Hydrocarbures aromatiques monocycliques

3.6 Qualité de l'air (gaz d'aération)

Suite à la demande du ministère de l'Environnement de connaître la teneur en certains composés dans les gaz du système d'aération (HAM, PCP et humidité), nous avons installé des appareils de mesure à l'entrée et à la sortie des filtres au charbon. Ces mesures visaient à démontrer que l'air qui était aspiré des piles ne contenait pas de composés organiques volatils et qu'il était alors possible de pousser l'air dans le sol (sans le faire passer par les filtres au charbon).

Pentachlorophénol dans l'air

Les concentrations mesurées de PCP se situaient sous le seuil de détection (0,05 mg/m^3).

Composés organiques volatils

Les composés organiques volatils (HAM) ont été mesurés à l'aide de cartouches de charbon activé à travers lesquelles les gaz échantillonnés sont filtrés.

Les résultats obtenus montrent que les teneurs en HAM étaient extrêmement faibles, de l'ordre de 1 000 fois inférieures aux normes de la Communauté urbaine de Montréal.

HAM trappés par le charbon des filtres

Les teneurs mesurées en HAM dans les filtres au charbon représentaient des quantités totales de 2,0 g par baril. En présumant que le filtre ait trappé tous les HAM, on retrouve une concentration calculée dans l'air du système d'aération de l'ordre de 0,0077 µg/L, ce qui est infime.

Humidité de l'air

Suite à la demande du MENVIQ de connaître le taux d'humidité des filtres au charbon, une sonde à humidité a été installée à l'entrée et à la sortie des filtres au charbon, ainsi qu'après la soufflante.

Les résultats obtenus montrent que l'humidité de l'air se situait près du point de saturation (100 %). Cette situation s'explique par le fait que l'air est aspiré à travers un sol mouillé. Considérant d'une part, la baisse importante de l'humidité après le passage dans la soufflante, et d'autre part, la baisse possible d'efficacité du charbon dans des conditions d'humidité élevée, il serait préférable de placer les filtres au charbon après la soufflante dans les cas où la concentration de HAM serait élevée.

3.7 Résultats d'analyses

Huiles et graisses minérales

Quatre échantillons composites, couvrant chacun le quart de la longueur de la pile (désigné Bout Ouest, Milieu Ouest, Milieu Est et Bout Est), étaient prélevés.

Le résultat des analyses est présenté au Tableau 2. Les sols les plus contaminés en H&G se sont retrouvés surtout dans la pile Sud. Toutes les sections sont passées sous le seuil du 1 000 mg/kg au début Novembre pour la pile Nord et à la fin Novembre pour la pile Sud. L'augmentation observée au bout Est des piles lors du deuxième échantillonnage (5-09) a été causé par l'arrivée de nouveaux sols, contaminés incidemment en H&G.

TABLEAU 2
TENEUR EN HUILES ET GRAISSES MINÉRALES (mg/kg) DANS LES PILES

Pile Nord					
# Échant.	*12-07*	*5-09*	*6-10*	*3-11*	*25-11*
1 (Bout Ouest)	900	600	500	600	500
2 (Milieu Ouest)	330	200	400	500	
3 (Milieu Est)	600	200	300	600	
4 (Bout Est)	400	1 700	1 500	1 000	500
Pile Sud				*7-11*	
1 (Bout Ouest)	1 500	1 700	800	800	500
2 (Milieu Ouest)	550	1 300	600	700	
3 (Milieu Est)	1 700	1 400	400	1 000	
4 (Bout Est)	4 000	5 500	2 300	1 300	900

EPA 624

Les résultats d'analyses du sol échantillonné le 5-09, montrent que tous les contaminants volatils se situent sous le seuil de détection.

EPA 625

Cette méthode de l'EPA vise à détecter les composés organiques semi-volatils jugés dangereux. Elle vise 65 contaminants dont certains HAP.

Pour les trois dates d'échantillonnage, le 17-07, le 5-09 et le 3-11, les résultats d'analyses montrent que, outre le PCP, il n'y a aucun autre contaminant prioritaire dépassant le critère B du MENVIQ.

Pentachlorophénol

Les échantillons de sol ayant servis aux analyses de PCP sont les mêmes que ceux utilisés pour l'analyse des H&G.

Les résultats d'analyses de PCP sont présentés au Tableau 3.

TABLEAU 3
TENEUR EN PCP (mg/kg) DANS LE SOL DES PILES: RÉSULTATS D'ANALYSES

	Date d'échantillonnage						
Pile Nord							
# Échant.[a]	*12-07*	*5-09*	*13-09*[a]	*29-09*	*6-10*	*3-11*	*25-11*[b]
1 (Bout Ouest)	20,4	5,6	0,9/2,0		3,1	1,7	
2 (Milieu Ouest)	3,0	2,3		1,6	2,3	1,8	
3 (Milieu Est)	2,1	1,9			2,0	1,8	
4 (Bout Est)	4,3	2,3			1,8	0,9	
Moyenne	***7,5***	***3,0***	***2,0***		***2,3***	***1,6***	***0,7***
Pile Sud						*7-11*	
1 (Bout Ouest)	9,9	25,1	1,1/14,0		5,3	2,5	
2 (Milieu Ouest)	11,1	20,7	1,9/16,0	4,6	2,9	3,0	
3 (Milieu Est)	24,8	48,8	3,2/15,3	2,2	2,9	2,9	
4 (Bout Est)	33,6	2,0	0,3/ 8,1		4,6	2,4	
Moyenne	***19,9***	***24,2***	***13,4***	***3,4***	***3,9***	***2,7***	***1,5***

a- A/B indiquent les valeurs avant et après brassage de la pile. Les données avant cette date (13-09-91) proviennent d'échantillons composites des piles non brassées et celles après cette date proviennent d'échantillons composites recueillis en cours de brassage. La moyenne est calculée à partir des valeurs "après brassage" de manière à être concordant avec les autres échantillonnages.

b- Valeur pour un échantillon composite de toute la pile de sol.

Les derniers dosages de PCP réalisés sur un échantillon composite de chacune des 2 piles, prélevé le 25 Novembre, montrent que les teneurs résiduelles se situent à 0,7 mg/kg pour la pile Nord et à 1,5 mg/kg pour la pile Sud. Des échantillons de sol prélevés le 3 et le 7 Novembre avaient été envoyés à un laboratoire externe, Novalab, pour vérification. Les résultats obtenus sont de 0,6 mg/kg et 0,3 mg/kg respectivement pour la pile Nord et Sud.

BILAN ET PERSPECTIVES

Le procédé utilisé comporte un ensemble de caractéristiques qui le rend très sécuritaire sur le plan environnemental:

- Aucun produit intermédiaire, pouvant représenter un contaminant prioritaire (EPA 625), n'a été généré par le traitement.
- Aucun déchet solide, autre que certaines pièces d'équipements (morceaux de boyaux, de toiles, etc);
- Aucun déchet liquide: le système fonctionne en circuit fermé et le liquide est retourné au sol avant la fin du traitement;
- Aucun déchet gazeux: les gaz d'aération sont exempts (filtrés au besoin) de composés organiques volatils;
- Possibilité d'atteindre un seuil de décontamination de l'ordre du critère B;
- Technologie douce, applicable directement sur le terrain, même en milieu urbain;
- Applicable à des sols très contaminés;
- Dégradation concommittante de d'autres contaminants présents dans le sol (ex. hydrocarbures);
- Maintient les propriétés agronomiques du sol (permet une revégétation rapide).

Le projet a permis de démontrer l'efficacité du traitement biologique pour décontaminer à l'échelle du terrain un sol affecté au PCP. La teneur initiale en PCP, de l'ordre de 20 mg/kg, a été abaissée à une concentration de l'ordre du critère B et ce, dans un site à vocation industrielle.

La protection de l'environnement - une autre mesure de la productivité de l'entreprise

(Environmental Protection - Another Measurement of Enterprise Productivity)

Georges Mezzetta
Norsk Hydro Canada Inc.

Texte non reçu au moment de mettre sous presse
Paper unavailable at time of printing

An Evaluation of U.S. Regulation of Reproductive and Developmental Toxicants

by

Barbara Chapman
U.S. General Accounting Office
441 G St., NW
Washington, D.C. 20548

The reproductive and developmental effects of chemical exposures contribute to some of the most difficult national challenges we face today.[1] These include the large number of infants born with birth defects along with the costs of their life-long care, the high U.S. infant mortality compared to other developed countries, and a growing number of children with basic learning disabilities. The causes of 60 percent of these and other reproductive and developmental diseases are currently unknown and the exact percentage caused by environmental chemicals may not be known for decades. However, it is obvious that prevention is preferable to treatment, and chemical exposures are probably the most preventable of the known causes.

Concerned about this issue, the Chairman of the Senate Committee on Governmental Affairs asked GAO to review the major federal regulatory programs in order to: (1) identify the environmental chemicals that are of high concern as reproductive and developmental toxicants, (2) determine the extent to which these chemicals are regulated by the federal government, (3) assess the degree to which these regulatory actions are based on reproductive and developmental toxicity, and (4) evaluate whether the regulatory protection currently provided to the public against reproductive and developmental disease is sufficient.

THE FEDERAL ROLE

Federal responsibility for protecting the public against environmental disease is spread over many federal offices, but the entities that play the largest regulatory role are the ten offices in the Consumer Product Safety Commission (CPSC), Environmental Protection Agency (EPA), Food and Drug Administration (FDA), and Occupational Safety and Health Administration

---

[1]Generally, reproductive diseases are those that impair the ability of men or women to conceive, while adverse developmental outcomes affect the growing child from conception on.

(OSHA).[2] These offices operate under 12 relevant laws, less than half of which mention reproductive and developmental disease specifically. However, agency officials indicated they have adopted responsibility for reproductive and developmental disease under the general health and safety provisions of their laws.

THE SCIENCE

The field of reproductive and developmental toxicity is a very young science. Although the deleterious effects of lead and alcohol have been suspected for centuries, only with the discovery of the drug thalidomide's effects in the 1960s did the field begin to develop as a cohesive scientific endeavor. This means that data collection and understanding of the basic phenomena still lag several decades behind our knowledge of cancer.

Conclusive research linking environmental cause and human disease is rare. Two well-researched examples are thalidomide and diethylstilbestrol (DES), which caused limb deformities and cancer, respectively, in offspring. In cases of drugs, doses are often known precisely and the outcomes are dramatic and well defined. A nondrug example with a distinct outcome is DBCP, a pesticide that produced absolute male infertility through occupational exposure. But most exposures are hard to measure and most outcomes are not easily linked directly to an environmental agent. Thus, the well-established reproductive and developmental hazards may be only the tip of the iceberg.

STUDY DESIGN AND METHODS

The purpose of our study was to examine the effectiveness of federal regulatory control of environmental reproductive and developmental hazards. The first step was the identification of a list of those environmental chemicals that were the best known and widely acknowledged as causes of reproductive or developmental disease. We reasoned that federal action on these chemicals would show regulatory performance at its best and serve as an indicator, overall, of the caliber of current regulatory protection against reproductive and developmental toxicants.

---

[2]CPSC, FDA, and OSHA each have one office with primary responsibility for regulating environmental (nondrug) chemicals. EPA has seven offices with some regulatory responsibility for environmental chemicals. They are the Office of Air and Radiation (OAR), the Office of Drinking Water (ODW), the Office of Emergency and Remedial Response (OERR), the Office of Pesticide Programs (OPP), the Office of Solid Waste (OSW), the Office of Toxic Substances (OTS), and the Office of Water Regulations and Standards (OWRS).

Recognizing the limits of knowledge in this relatively new field, we chose a conservative approach depending on both published scientific reviews and experts in the field.[3] In essence, the purpose was to ensure that in identifying the well-known chemicals, we did not go beyond scientific knowledge in the area.

Our work is based on two surveys: the first involved a sample of experts who played a prominent role in recent scientific conferences and workshops in the medicine, toxicology, and epidemiology of adverse reproductive and developmental outcomes; the second queried officials working in the federal agencies previously mentioned. These officials reported information on their regulation of each of the chemicals on our list. We supplemented the two surveys with information from the published scientific literature, protocol analysis, and interviews with experts and officials in and out of government.

We limited our study to nondrug environmental chemicals. Our intention was to include chemicals the public could be exposed to in the course of normal, legal life activities, such as working or smoking.[4] We do not directly assess the protection afforded by any particular federal regulation against reproductive or developmental toxicity. We relied instead on indicators such as agencies' judgments regarding their own regulations, expert judgments, and a critical examination of the agencies' regulatory decision-making process. Our data reflect regulatory actions the agencies reported to us as being in effect August 31, 1990.

CHEMICALS OF CONCERN

No U.S. agency is required to list chemicals known or suspected to be human reproductive and developmental toxicants. Despite this lack, we built on the efforts of state governments and individual researchers to develop a list of 30 widely acknowledged reproductive and developmental toxicants. The resulting list displayed

---

[3]In acknowledgment of uncertainty in the field, we strove for a convergence of scientific opinion, rigorously using systematic rules to extract and weigh information in each of three sources. These were (1) the scientific review literature, (2) experts in the fields of the medicine, toxicology, and epidemiology of reproductive and developmental toxicity, and (3) two national data bases. In developing the final list of 30, we relied heavily on our survey of experts as the most recent and most complete source of information on the status of knowledge about these chemicals in 1990.

[4]Thus industrial chemicals were candidates, but so were lithium and vitamin A which occur naturally. We decided to include alcohol and tobacco because they have a large impact and, yet, are often omitted from studies of both drugs and environmental exposures. We excluded illegal drugs.

here includes a full spectrum of chemical types and uses: naturally occurring metals and chemicals, various types of pesticides, solvents and other industrial chemicals, and several chemicals ingested in the course of personal habits, such as nicotine. It serves in this study as a tool to assess the regulatory agencies' performance in protecting the public from reproductive and developmental disease. Many of these chemicals have several different uses, and all have serious toxicities in addition to their reproductive and developmental consequences.

Alcohol	Ethylene dibromide	Nicotine
Arsenic	EGEE	PBBs
Cadmium	EGME	PCBs
Carbon disulfide	Ethylene oxide	2,4,5-T
Carbon monoxide	Gossypol	TCDD
Chlordecone	Hexachlorobenzene	Tobacco smoke
Chloroprene	Lead	Toluene
DDT	Lithium	Vinyl Chloride
DBCP	Mercury	Vitamin A
DES	Mirex	Warfarin

The actual hazard posed by the 30 chemicals depends on factors outside the scope of this study, such as the extent and magnitude of exposures. However, by using surrogate exposure indices frequently used by the agencies themselves, such as production volume and public concern, we have established that the presence of most of the 30 chemicals in our environment is likely.

EXTENT OF REGULATION

The agencies reported taking 138 major regulatory actions on our list of 30 chemicals including (1) 20 cases of banning or canceling selected uses of the chemical, such as banning the pesticide DDT, (2) 97 cases of setting numerical standards or restrictions on the chemical, such as setting maximum levels of arsenic allowed in drinking water, and (3) 21 cases of guidance or guidelines, such as the recommended allowable levels of mercury in fish. At least one regulatory action covered 29 of the 30 chemicals.

The impression that these chemicals are well-regulated may be misleading. A "ban," for example, does not necessarily mean that a chemical is comprehensively regulated or eliminated from the environment. DDT and Mirex are two banned pesticides on our list that are still manufactured in the United States. Several of the 20 "bans" are selective cancellations of particular uses. Arsenic pesticides were canceled for use on some agriculture products, whereas use is still approved on several other foods and in pressure-treated wood products.

Two of six major regulatory domains relevant to chemical exposure--air and consumer products--are poorly

covered by regulations. One source of gaps in regulatory coverage was agencies' interpretation that they lacked the legal authority to regulate certain products.

The adverse effects of alcohol and tobacco are perhaps the most widespread and preventable of any we discovered in our review. An estimated 10,000 infants are born each year in the United States with fetal alcohol syndrome, which produces a burden of mental retardation and disruptive behavior that affects every facet of their lives. We have strong evidence that tobacco smoke causes low birthweight and related problems. The Secretary of Health and Human Services recently estimated that one-tenth of U.S. infant mortality is caused by mothers' smoking. Yet most of the 10 offices in our study find uncertain authority or are excluded by law from actively regulating the health effects of personal uses of alcohol and tobacco. We found remarkably little regulatory activity from the 10 offices we reviewed on these two substances. Clarification of the legal responsibility of these 10 offices to regulate these chemicals seems indicated. Beyond that, it may be time to look carefully at the available data and consider more creative approaches to limiting exposures to these hazardous substances.

One encouraging example is that of lead. In recent months, lead has been singled out for an unusual cross-agency federal effort. The debilitating effects of lead on the developing nervous system from both prenatal and postnatal exposure are serious, well known, and certainly warrant such a concerted federal effort. However, treating lead as an exception, with different assumptions and protocols from the other chemicals on our list, may not be justified.

BASIS OF REGULATION

For the set of 138 regulations that the offices reported to us we found that regulation was most frequently based on diseases other than reproductiveor developmental toxicity. Cancer and acute toxicity played a large role, with cancer having been the sole basis or shared basis for 42 percent of the decisions. Just less than one-third of the regulatory decisions for the 30 chemicals were based, to any extent, on consideration of reproductive or developmental outcomes. This pattern derives from the nature of the 30 chemicals with their multiple toxicities and the history of regulation in the United States, which has been predominantly focused on cancer and acute toxicity.

However, the pattern raises the issue of whether a set of regulations primarily based on other concerns can protect against reproductive or developmental toxicity. To protect against toxicity, the proper identification of the "most sensitive disease endpoint" would necessitate

an examination of toxicity information for all endpoints. Instead, reproductive or developmental information was not even examined in more than half the cases. Secondly, the different assumptions in risk assessment for different disease endpoints produces the artifact that cancer will very commonly be found to be "the most sensitive disease endpoint." Finally, the nationally recognized experts whom we surveyed expressed substantial reservations about the ability of cancer-based regulation to protect against reproductive and developmental disease.

There was no greater likelihood of offices with the more specific laws basing their regulations on reproductive or developmental data. However, regulatory office respondents did, in some cases, perceive limits to their authority to regulate particular chemicals or classes of chemicals. We explore this subject in more detail in our report.[6]

In sum we do not conclude that this set of regulations is, as a group, unprotective against all reproductive and developmental toxicities. In some cases, regulation based on one disease may protect against other toxicities. But because of the basis on which the regulations were decided (and especially the failure in more than half of the regulations to systematically examine data on reproductive and developmental toxicities) neither can we conclude that protection has been achieved.

REGULATORY PROTECTION

A number of indicators suggest that the set of major regulations in place against the 30 chemicals are of uncertain protection against reproductive and developmental disease. First, agency officials judged roughly half their own standards and guidelines to be of uncertain protection against reproductive and developmental disease. Also, GAO found that agency decisionmakers examined reproductive and developmental data in fewer than half of the regulatory decisions. When chemicals were regulated, we found that regulation is seldom based on reproductive and developmental toxicity. Instead a basis of cancer or acute toxicity underlay about 60 percent of the decisions. Several deficient practices appear to have caused this pattern, including a low priority for reproductive and developmental disease, limited reproductive and developmental data in agency data bases, and the assumption that regulation for other diseases protects against reproductive and developmental disease.

---

[6]Reproductive and Developmental Toxicants: Regulatory Actions Provide Uncertain Protection (GAO/PEMD-92-3, October 1991).

RECOMMENDATIONS AND MATTERS FOR CONGRESSIONAL CONSIDERATION

As is customary, when our study results suggest remedial action is in order, we made recommendations to the agencies and suggested some alternatives Congress might consider. In light of the finding that regulation of these 30 chemicals has not consistently included consideration of reproductive and developmental toxicity, GAO recommends that the Commissioners of CPSC, Administrator of EPA, Commissioner of FDA, and Assistant Secretary for Occupational Safety and Health (1) review existing regulatory actions for the 30 chemicals to determine if they should provide greater protection against reproductive and developmental diseases than is currently the case and revise them if necessary; (2) examine toxicity data for the unregulated chemicals among the 30; (3) henceforth, perform separate analyses for reproductive and developmental outcomes in risk assessment; and (4) ensure the availability of reproductive and developmental data to decisionmakers by reorganizing office data bases.

We also suggested that Congress may want to give a higher priority to protection against reproductive and developmental disease and explore the feasibility of: (1) designating an entity to prepare a periodic report on reproductive and developmental hazards, which would list the substances thought to be reproductive and developmental toxicants, and monitor federal regulatory progress in this area over time; and (2) amending existing legislation to specify authority to protect developmental, female reproductive, and male reproductive health.

AGENCY COMMENTS

Our draft report was reviewed at each of the four agencies and by several subject matter experts. Responsible agency officials indicated that they are concerned about their limited ability to protect against reproductive and developmental hazards and agree with the need for more attention to the area. They are not convinced our recommendations will make a difference in their practice, however. They believe public listing of reproductive and developmental hazards are unduly alarming to the public and misrepresent the true hazard because lists cannot distinguish among degrees of exposure. Officials indicated that specific mention of reproductive and developmental disease protection in their laws would not have a strong impact on what they do in regulatory decision-making and may overemphasize one disease at the expense of others.

CONCLUSIONS

GAO found that the protection against reproductive and developmental toxicity afforded the public by current regulation is uncertain at best. This conclusion is based on three key findings. (1) Federal regulatory agencies have not consistently applied the scientific knowledge that exists to the control of the reproductive and developmental hazards of environmental chemicals. Instead, the major federal regulatory efforts appear to have focused on cancer and acute toxicity. (2) Across the 10 programs we reviewed, the regulatory achievement on 30 widely acknowledged reproductive and developmental hazards falls short of the professed standards of these very programs and those of experts. These shortcomings include the failure to regularly examine and consider reproductive and developmental toxicity data during regulatory decision-making. (3) Finally, looking across a number of indicators, the sufficiency of protection afforded by the current regulation of reproductive and developmental hazards is in doubt, both for the 30 we studied and possibly for other chemicals as well.

The PAH Situation in the United States: A Case Study

(Situation des HAP aux États-Unis : une étude de cas)

Michael Sullivan
ChemRisk

Texte non reçu au moment de mettre sous presse
Paper unavailable at time of printing

Politique des sols contaminés - impacts juridique et financier sur l'immobilier

(Contaminated Soil Policies
Legal and Financial Impacts
on Real Estate)

Pierre B. Meunier
Martineau Walker

Texte non reçu au moment de mettre sous presse
Paper unavailable at time of printing

POLITIQUES EN MATIERE DE SUBSTANCES TOXIQUES: LES CONSÉQUENCES ÉCONOMIQUES

Résumé

par
Richard Marceau
École natinale d'administration publique
945, avenue Wolfe
Sainte-Foy (Québec)

Avec l'engouement actuel pour les politiques visant à améliorer la qualité de l'environnment, il est de bon ton de s'interroger sur leurs conséquences économiques. Il apparaît évident que ces politiques ont une portée large, dépassant souvent les frontières bien étroites des problèmes qui en sont à l'origine. Les permis et règlements de tous ordres sur les contaminants, les procédures d'évaluation des impacts de certains projets et maintenant des redevances de pollution, produisent des effets certainement non-négligeables dans plusieurs secteurs de la vie économique.

Il est de mon intention de discuter de la portée des conséquences des politiques en matière de substances toxiques. Je tenterai de faire le tour de la nature des impacts de nature économique qui peuvent originer des interventions actuelles du ministère de l'Environnement du Québec. Je discuterai également des effets économiques de certaines propositions qui lui ont été faites, comme celles de la récente Commission sur les déchets dangereux.

L'on verra que l'approche économique ne s'intéresse pas, comme il est souvent supposé, qu'à la question des coûts, qu'à la question des effets sur la production. Puisque l'environnement est considéré comme une ressource, elle voit la pollution et l'usage "écologique" de l'environnement tout simplement comme des usages concurrents. A ce titre le gain écologique et la réduction des coûts de dépollution contribuent de la même façcon à l'amélioration du bien-être de la société.

Aussi, l'analyse économique des politiques en matière de substances toxiques cherche à mettre en évidence l'efficacité relative des différents modes d'intervention gouvernementaux sur ces deux plans.

Il en ressort que les politiques passées du ministère, parce qu'elles furent généralement de type réglementaire, n'ont pu conduire à la minimisation des coûts. Les propositions récentes de la Commission, quant à elles, cherchent à renforcer cette approche réglementaire par des contrôles étatiques complexes et surtout coûteux. Les formules de redevances seraient en principe supérieur à certains points de vue. Leur application standardisée cependant nuit à son efficacité et concourent à jeter un inutile discrédit sur les "utilisateurs-pollueurs" de l'environnement.

HAZARDOUS WASTE MANAGEMENT: AN INTERNATIONAL PERSPECTIVE

SUMMARY REPORT

R. Whittle, B. Jessiman, and R. Raphael
Health Protection Branch
National Health and Welfare
Ottawa, Ontario.

ABSTRACT

This presentation examines international hazardous waste legislation and waste management practices with the express purpose of providing additional and useful information for health and environmental agencies in Canada. Legislation and regulations drawn from a number of other countries and organizations are examined in relation to the restriction and/or promotion of various types of hazardous waste disposal (excluding reduction, reuse and recycle) techniques. The role of the generator, transporter and waste disposer ("cradle-to-grave") will be presented in order to critically examine the legal framework present in each country.

A review and analysis of international waste management practices illustrate contrasting priorities and utilization of alternate technologies. Considerations include: availability of current and updated technology, the population density factor, land-mass considerations, the prevalent economic conditions of each country, and past hazardous waste management practices and trends; all of which tend to encourage the use of disparate practices and treatment techniques.

The Federal government, in the preparation of waste management strategies, seeks to develop more efficient methods of identifying, assessing and mitigating human health risks which may be associated with various options and practices. The incorporation of human health considerations in the selection of future waste management practices is a high priority to Canadians.

1. Introduction:

This study paper examines international hazardous waste legislation and waste management practices, with the express purpose of providing additional and relevant information, for health and environmental agencies in Canada. Legislation and regulations, are drawn from other countries and organizations, in relation to the restriction, and/or promotion, of various types of hazardous waste disposal strategies. In effecting the above, the various responsibilities, obligations of generators, transporters, and waste disposers, in addition to the various treatment, storage and disposal methods, and techniques, are presented, in order to critically examine the contrasting legal framework present in other countries.

A review of international waste management practices will illustrate alternate priorities, and in some instances, contrasting technologies. The national implementation of a hazardous waste management system emanates from a multitude of considerations, which may, in certain instances, be unique to that particular country. Considerations range from: past and current legislative practices, past hazardous waste management practices, and trends, the prevalent social and economic conditions in each country, geographic and land-mass considerations, in addition to population density factors-all which tend to encourage, or discourage, certain legislative, and/or treatment, and disposal practices.

In Canada, the federal government, in relation to hazardous waste management strategies, seeks to develop and incorporate, more efficient techniques, for identifying, assessing, and mitigating, potential health, and/or environmental risks, associated with various international waste management practices. The incorporation of health considerations into the hazardous waste management spectrum, is, and will continue to be, a concern of all Canadians.

2. Approach and Methodology:

Identification of waste management legislation and regulatory practices, classification systems, generator, transporter, and waste disposer obligations, transfrontier waste movement policies, and various treatment, storage, and disposal practices, undertaken in selected countries, are presented. Information was obtained from disparate sources; books, periodicals, journals, conferences, and through contact with various government/organization officials. Selected legislation, policy, and disposal method/treatment practices, were examined, and assessed, on the basis of how the federal government may endeavour to proceed during the upcoming decade, in relation to the consideration and incorporation, of new, or alternate, waste management legislation or disposal/treatment practices.

3. Options for Action in Respect to Hazardous Waste Legislation:

3.1. Hazardous Waste Legislation:

A wealth of international hazardous waste legislation and regulation, has been enacted, within the countries, examined in this report, and is-extensive. Most assuredly, the actual implementation of a hazardous waste legislative, and regulatory system, emanate from a multitude of considerations, which in some instances, are unique to that particular country. In consequence, therefore, no single legislative and regulatory approach, selected from a country, encompassed within this study paper, is able to, or should, serve as a "model system". Clearly, the common element in relation to international hazardous waste management practices, undertaken in the respective countries examined, reflects an underlying concern for both, human health, and the environment. This examination of international hazardous waste legislation, has illustrated the comparative features and divergences, which are apparent.

Option for Action: First, in my view "different", cannot be construed as "better", or "worse", for that matter, so therefore, in the legislative and regulatory realm, this study has simply identified international hazardous waste legislation, which has been implemented, the various regulatory bodies and agencies, operating as implementary vehicles, serving to enact the above-mentioned legislation, in addition, to the waste management regulation, and enforcement methods used, in enacting, and effecting, actual legislation and regulation, in the aforementioned countries. Clearly, however, a closer examination of the Organizations examined in this study paper-the Organization for Economic Cooperation and Development (OECD), the European Economic Community (EEC), and the United Nations Environment Programme (UNEP)-is necessary. It must be duly noted, that these Organizations, have, for the most part, developed extensive Recommendations, Decisions and Guidelines, governing hazardous waste, designed for adoption, yet the incorporation of these regulations, on a uniform basis, by member and/or non-member countries, have been governed by other criterion, which has not allowed this to occur.

In the United States, the federal government, through the Environmental Protection Agency, develops and enforces programs, designed to ensure the safe management and control of hazardous waste. American legislation, as mandated through the ***Resource Conservation and Recovery Act (RCRA)***, and the ***Comprehensive Environmental Response, Compensation, and Liability Act (CERCLA)***, endeavours to establish a regulatory framework to protect against the deleterious effects of solid or hazardous waste contamination-and is extensive. The American legislation, reflects both, a formal, and a structured, approach. Although the RCRA defines hazardous wastes in rather broad terms, by hazardous waste types, in addition to the four characteristics of ignitability, corrosivity, reactivity, and extractive procedure toxicity. One source (Hughes, 1990), alludes to the RCRA omission of listing infectious wastes, municipal garbage, or ash from garbage

incineration, in hazardous waste definition. Conversely, however, American legislation concerning abandoned hazardous waste disposal (with CERCLA), is extensive.

As is the case with American hazardous waste legislation, German hazardous waste legislation, is highly structured, and utilizes statutory instruments, which exhibit precise public, and private, regulatory responsibilities. In Germany, the federal government formulates hazardous waste law, (which in Germany-is the ***Waste Avoidance and Waste Management Act***-and represents the primary hazardous waste legislation), while the various states (the Lander), in cooperation with the counties (Kreise), and municipalities (Gemeinde), exert day-to-day control over hazardous waste management. The trend in respect to implementation of recent international hazardous waste legislation, reflect an emphasis on incorporation of waste reduction, and waste minimization strategies, and clearly, the updated ***Waste Avoidance and Waste Management Act***, is no exception, and represents an attempt to transform German legislation from a traditional waste disposal system, into an environmentally conscious waste management system-emphasizing waste reduction and minimization.

In the United Kingdom, the ***Control of Pollution Act*** and the recently enacted ***Environmental Protection Act***, represent the framework for British legislative and regulatory policy. In general, British regulations emphasise flexibility, through guidelines, recommendations, and informal persuasion, taking precedence, over statutory orders and prosecutions, for the most part. The British waste management system, as does the German system, endeavours to leave the actual day-to-day waste management affairs in local hands, whereas hazardous waste legislation and regulation, represents a National Act. In the United Kingdom, the ***Environmental Protection Act***, represents a legislative vehicle, in an endeavour to incorporate waste minimization and waste reduction measures, into the hazardous waste realm.

The ***Law on Waste Disposal and Recovery*** is the primary hazardous waste law in France. The law places the onus of proper disposal, upon the generators of hazardous waste, and utilizes a "cradle-to-grave" method, of control. In France, hazardous waste management appears to be highly administrative, and bureaucratic, yet efficient. The French utilize an alternate method for implementing hazardous waste legislation, as the National Agency for Waste Recovery and Study (ANRED), a quasi-public, government-funded agency, implements hazardous waste law, whereas, the Ministere de la Culture et de l'Environnement, is responsible for legislation, national policy formation, and the establishment of National environmental standards. In some respects, French hazardous waste law is similar to American and Japanese legislation, as French law applies to wastes in general, in addition to "special wastes". The "Green Plan" initiatives, in France constitutes legislative attempts at encouraging waste reduction and waste minimization.

In Japan, the ***Waste Disposal and Public Cleansing Law***, represents the primary hazardous waste law. The Ministry of Health and Welfare is authorized to establish standards for the collection, transportation, treatment, storage, and disposal, of

waste, and delegate to the Environment Agency authority, in determining, which wastes are deemed hazardous. The National government serves in the promotion, research, and development of waste treatment technology, in addition to dispensing technical, and financial assistance, to regional and local governments.

In the Netherlands, the ***Chemical Waste Act***, and the ***Soil Clean-Up Act*** represent the main Dutch hazardous waste laws. The former law, is based on the "polluter pays" principle, and the onus of waste management is firmly placed on the waste generator. In addition, the ***Chemical Waste Act*** incorporates a "cradle to grave" notification system, which enables the government to identify abusers. In essence, The Netherlands has a plethora of hazardous waste dumpsites, as does the United States, and the Soil Clean-Up law is designed to effect remedial action over these waste dumpsites. The Netherlands, as does many other countries examined in this study paper: Canada, Germany, Japan, France and the United Kingdom, defer actual waste management responsibility, to the provincial, or local, governments. In addition, the actual clean-up of hazardous waste sites is essentially a central government endeavour.

In Denmark, the ***Disposal of Oil and Chemical Waste Act*** and the ***Environmental Protection Act***, in addition to a multitude of notifications and circulars, constitute the primary laws in the hazardous waste realm. In Denmark, as is the case with many of the other countries examined in this study paper, local government exercises control over the enforcement of hazardous waste laws, and regulations. A more recent piece of legislation, indicative of the trend in promulgating waste reduction and waste minimization endeavours in industrial nations, is the ***Recycling and Reduction of Waste Act***, which attempts to encourage process substitution.

3.2. Hazardous Waste Classification Methods:

In relation to International hazardous waste classification methods, there is considerable variance between the countries examined within this study paper. At present, some countries have not yet incorporated a hazardous waste definition, notably the United Kingdom, Japan (which identifies "industrial" and not "hazardous" waste), and Denmark. The Netherlands classifies hazardous waste as "chemical waste". The United States and the United Kingdom, endeavour to classify hazardous waste on the basis of criteria, relating to chemical properties. The United States, uses the published lists, or characteristics of hazardousness. The British approach defines "special waste", in relation to listed substances, allowing for flexibility, however. Clearly, all countries examined in this study utilize extensive lists. The National legislation for Germany classifies "chemical waste" by both type and source, listing over 800 waste types, catalogued from waste groupings, whereas France and Denmark classify waste, by type only, while the Netherlands classifies hazardous waste by origin, on the basis of criteria based on potential harm, persistence, cumulative effects, and toxicity, in addition to arbitrary concentration limits (The Netherlands, 1984).

Option for Action: In relation to International hazardous

waste classification methods, the necessity to implement uniform classification systems, is real, in consequence of the considerable variance between the countries examined within this study paper. The adoption of uniform classification procedures, utilizing the EEC or OECD, as a vehicle for change, should be examined.

3.3. Transporter Duties and Responsibilities:

Many of the countries examined in this study paper maintain a reporting system for hazardous waste transportation, the United States, utilizes a manifest system-where notification to the EPA is not required (although some states require notification). Conversely, other countries, such as Germany, the United Kingdom (on a shipment by shipment basis), and France (on a quarterly basis), utilize alternate methods of reporting hazardous waste shipment. Clearly, there are considerable differences relating to reporting procedures, and it is this lack of uniformity, which constitutes the central problem concerning national or international hazardous waste movement (sometimes in advance of waste shipment). In most situations where hazardous waste shipment is required to be reported, notification procedures are effected, prior to the waste shipment taking place. The United Kingdom and Germany utilize a combined reporting/manifest system, France uses a manifest system, in addition to the quarterly notification system, while the United States uses a uniform manifest system. Generally, hazardous waste import and/or export, of hazardous waste is prohibited, where the intended hazardous waste activity has not been licensed, where proper notification procedures have not been followed (if required), and/or where, the manifest and transport documents, have not been properly prepared. In addition, there are contrasting notification procedures regarding hazardous waste (not utilized in some countries ie. the United States), and while the United Kingdom and France exercise interfrontier control and regulation at the border, the United States notifies the importing country when the hazardous waste has been designated for export. It is these contrasting reporting methods, which serve to make hazardous waste control, that much more complex, and difficult. Japan, unlike other countries, examined in this study paper, does not utilize a manifest system to track waste from "cradle to grave". Only when the ***Waste Management Law*** is contravened, will the government, again, reassert authority over the process. It is at this stage, that the prefectural government may order the hazardous waste disposer to take the necessary requisite action, to remedy the situation.

Option for Action: In my view, the entire process of hazardous waste shipment proves more effective in situations where notification takes place in advance, while acknowledging that exceptions to reporting requirements, are apparent in several countries. As aforementioned, it is clear, that the central problem in relation to transporter duties and responsibilities for hazardous waste, is in respect to the lack of uniformity. International procedures, adopted by hazardous waste producing countries, would go a long way towards remedying the situation. As one source notes (Van Veen, 1985), and I concur, the most effective

method of hazardous waste control is through an internationally proposed, nationally implemented, combined manifest and notification document, utilizing code-numbers. These code-numbers are designed to indicate the hazardous waste generator, waste type, the transporter, disposer, and disposal method. These code numbers would be assigned by the competent authorities of each country.

3.4. Treatment, Storage and Disposal Methods:

In Europe, waste management practices, in contrast to that in North America, have evolved from an alternate perspective: a scarcity of land for disposal of hazardous waste away from population centres; a concern regarding groundwater contamination; a perpetuation of a World War II material scarcity and conservation ethic and; an emphasis of the traditional government/industry cooperation in all areas of industrial policy and technological development (Davis, Huisingh and Piasecki, 1987). Generally, As one source notes (Davis, Linnerooth and Piasecki, 1987), European governments, unlike their North American counterparts, appear to play a larger role in supporting and subsidizing industrial development, and in consulting their industrial colleagues, to a greater degree, when it comes to the formulation of environmental policy. European countries have adopted a "low-and non-waste technology" and "clean technology", attitude in respect to hazardous waste management, while "waste minimization" and "waste reduction", is emphasized in American programs (Davis, Huisingh and Piasecki, 1987). European countries pioneered the concept of the integrated waste treatment facility during the 1960's. Clearly, there are distinct advantages apparent with this type of facility, in the economic, managerial, and enforcement, realm. Conversely, the physical siting of a large-scale facility, the longer transportation distances posed, the increased risk of accident, and the real, or threatened, public opposition, regarding central facilities, represent distinct disadvantages. In general, European nations utilize high-temperature hazardous waste incineration, in the view that the risk to human health, is low, although there is some concern expressed in relation to the incomplete combustion of chlorinated organics, and heavy metal emissions. All European countries examined in this paper utilize at least one commercial centralized facility, and a greater number of in-house facilities. In addition, by and large, European countries have emphasized treatment and incineration, over landfill disposal, although costs are borne by both public and industry, and, as indicated in this study paper, the incineration of hazardous waste, is more expensive, than land disposal (Davis, Linnerooth and Piasecki, 1987). In Europe, during the first half of the 1980's, above-ground storage, and "controlled" burial, represented the most favoured hazardous waste management techniques, although sea disposal and recycling, were also popular. At present, the trend in Europe indicates, that although landfill of hazardous waste, is still practised, both landfill and sea disposal, will fall into disfavour (OECD, 1991). In addition, the practice of ocean burning, at one time considered a progressive technology, favoured over ocean dumping and landfilling, is no longer considered as a

viable solution. Advances in European hazardous waste management technologies, have taken place, which provide waste generators with land based options (Piasecki and Sutter, 1987). In essence, European countries have encouraged, and emphasized, the construction of expensive treatment and incineration facilities, in order to minimize the direct land disposal of hazardous waste. In consequence, authorities have been assured a market for high-cost systems by requiring that all transported waste be delivered to these facilities, thereby defacto creating a public monopoly (Davis and Linnerooth with Piasecki, 1987). Centralized and fully-integrated facilities, utilizing rotary kiln incinerators, are primarily used for hazardous waste disposal, and in-house facilities, primarily use liquid injection incinerators. North American hazardous waste policy, in contrast to that in Europe, illustrates that a greater reliance has been placed on the private market to provide a network of management facilities, with an emphasis on land disposal of hazardous waste (no public subsidies), has taken place, yet this situation may be changing. As one source notes (Davis, 1987), the trend indicates that the United States is turning to incineration for hazardous waste disposal, despite inherent concerns pertaining to incinerator air emissions, and as to whether this may simply constitute the trading of one type of hazard (groundwater pollution), for another, of equal, or possibly greater, magnitude (toxic air emissions). Clearly, in a country such as the United States, which disposes approximately 80% of hazardous waste, through landfill, this disposal method will clearly not solve the ongoing waste problem, prevalent in the United States (Hughes 1990). As aforementioned, international hazardous waste management practices, legislation and regulation, has stemmed from a plethora of alternate considerations, which transcend and preclude, actual hazardous waste treatment and disposal practices.

Option for Action: In my view, the promulgation of central treatment facilities, despite a host of relevant concerns and alternate considerations, replete with incineration, and chemical/physical treatment capabilities, for treating hazardous waste, and landfill for the relatively minute, and inert, quantities of treated, waste, represent the most viable, efficient, and complete, hazardous waste treatment method (perhaps, however not the least expensive, in addition to concerns pertaining to human health). Unfortunately, as aforementioned, alternate considerations has limited the incorporation of central facilities on a large scale. In general, most central facilities are publicly owned, and managed, in Europe, whereas in the United States, hazardous waste facilities, are by and large, privately owned, and from a cost perspective, this treatment process has been beset by limitations. Recent initiatives in the United States, has led some states to begin to investigate the establishment of central treatment facilities, along German lines. Hazardous waste management in Denmark, which arguably utilizes the most complete waste management system, represents in some respects, a "model system". The Danish waste management initiatives, however, it must be pointed out, work in a geographically small, and sparsely populated, country. Therefore, geographically larger countries,

and/or countries, with a greater population density factor, would find the Danish system unworkable, and/or unaffordable. Conversely, however, small population centres, such as provinces like Prince Edward Island and Nova Scotia, could find the Kommunekemi facility more palatable. In addition, the general trend in recent international legislative and regulatory initiatives, have been attempts to incorporate reduce, reuse, and recycle methods, pertaining to hazardous waste management disposal/treatment. The utilization of the technologies mentioned above, in concert with waste minimization and waste reduction endeavours, would prove most beneficial in terms of human health and the environment.

3.5. Assessment of Current and Future Disposal Methods:

Generally, European countries have emphasized construction of central treatment and incineration facilities, in an endeavour to minimize direct land disposal. The physical/chemical treatment of hazardous waste, commonplace in Europe, utilizes multiple chemical processes, in order to produce relatively inert, aqueous waste, which is acceptable, for either sewer or surface water discharge, and/or, a dewatered sludge or solid waste, component, acceptable for landfilling (a country such as Japan uses a disproportionately high number of plants for concrete solidification). The problem with physical/chemical treatment methods, although popular, and efficient, relate to the fact that voluminous amounts of sludges are produced, and from a cost perspective, are at present, uneconomical to recover. In addition, essentially due to mounting discontent with the technology and performance history of European incinerating ships, European nations are focusing on other disposal technologies. Presently, the most popular method for managing hazardous wastes, from a cost perspective, in industrialized countries, is through land disposal. This includes landfills, surface impoundments, land farming, and deep-well injection. In the United States, a variety of treatment methods are currently being used, as it appears that the country is turning to incineration of hazardous waste after a long embrace with landfill. The fluidized bed incineration method, is also used, in the United States, yet, to a far-lesser degree. In addition, American hazardous waste management techniques, include deep-well injection, surface impoundments, and landfills, which account for 80-90%, of the off-site disposal of hazardous wastes. (Davis and Linnerooth with Piasecki, 1987). Clearly, however, the global trend indicates that hazardous waste landfill, is becoming an increasingly restricted practice, essentially used to dispose of the residue from incineration, or chemical treatment processes (Denmark, Germany, and the United States). The United Kingdom utilizes the co-disposal method of landfilling waste, mixing municipal refuse with hazardous waste, emphasizing a belief that co-disposal of waste, results in far fewer problems, in relation to contaminated sites, than would an alternate policy of segregating, and entombing, the waste product. Conversely, in The Netherlands, the landfill of hazardous waste, is essentially a prohibited (with certain exceptions) practice, with few acceptable sites for either

hazardous, or municipal waste landfill (a concrete landfill facility has been in operation since 1988). Japan, conversely, utilizes 3 different types of landfill, with distinguishable, and varying, degrees of protection. An alternative method of hazardous waste control, is through use of surface impoundments, which for the most part, is a practice used by few countries, including the United States and the United Kingdom-and used-in relatively limited fashion. The practice of ocean disposal, governed by the London Dumping Convention (world-wide), as well as the Oslo Convention (North Sea and the North East Atlantic), is essentially a restricted practice, requiring a license, which must be obtained beforehand, from the competent authority, within the country of origin, and/or, under the conditions of licence. Internationally, most countries engage in limited shallow sea dumping, with the United Kingdom, representing an exception to this trend. In addition, ocean dumping of hazardous waste, as is the case with sea incineration, is becoming a restricted practice, as most countries are halting this practice (Denmark 1982, Germany 1989 and recent EEC initiatives). During the early 1970's, in Europe, the ocean burn of chlorinated hazardous waste was a preferred disposal method, over ocean dumping and landfilling, however this is no longer the case, due to inherent operating, and maintenance problems, in addition to the fact, that ocean burning of hazardous waste does not allow for recovery of any waste components, for recycling purposes (Piasecki and Sutter, 1987). Furthermore, the practice of ocean incineration, has declined as a viable disposal method, as exemplified by the fact that only 80,234 tons of hazardous waste was delivered for sea disposal, representing a 20% reduction from 1981, across all nations-as early as 1983 (Piasecki and Sutter, 1987). In addition, essentially due to mounting discontent with the technology, and performance history, of incinerating ships, European nations are focusing on alternate disposal technologies. In the United States, a variety of thermal destruction technologies have shown promise. Other recent technologies include, plasma arc destruction, infrared thermal processing, wet air oxidation and supercritical water oxidation, which tends to destroy organic waste more completely, than does incineration, and in addition, promises greater efficiency and safety, in return. In Germany, many hazardous waste treatment/disposal methods, are utilized; incineration, physical/chemical treatment-and to a lesser extent-landfill, in addition to storage, and export. In Germany, land-based incinerators have played only a minor role in that country's decision to terminate ocean burning, as most of Germany's wastes originally destined to maritime destruction, are now managed by recycling, reuse, or waste reduction, techniques (Piasecki and Sutter, 1987). The German approach represents an attempt to match the different chemical qualities of waste, with distinct control strategies, and land-based disposal options. The landfilling of hazardous wastes, constitutes, by far, the most popular disposal technique, used in the United Kingdom, although ocean disposal is also used extensively in concert with alternate methods. France, as is the case with Germany, utilizes a variety of treatment methods, yet, incineration and physical/chemical treatment, are

favoured to a far greater degree, than landfilling. The physical/chemical treatment techniques for hazardous waste, are widely-used in Japan, yet a significant amount of hazardous waste, is landfilled. The Netherlands is a densely populated country, and in consequence of a dearth of treatment/disposal facilities, and a small land-mass, designates large amounts of hazardous waste, for export, to other European countries. Finally, Denmark, which in essence, may have the most fully-integrated hazardous waste management system, of all nations encompassed within this study paper, utilizes a central facility (Kommunekemi), to dispose of virtually all the hazardous waste produced in the Country (yet in consequence of the low population and land-mass of Denmark, this management system is efficient and workable). The Netherlands, a land-locked country, exhibits a definitive lack of a significant treatment and disposal infrastructure, despite early legislative action and relatively precise, and rigorous, formal regulations. In consequence of the dearth of treatment, storage, and disposal facilities, the export of hazardous waste (including sea disposal; primarily halogenated organic incineration by ships) account for over 60% of the total (Wynne and Hortensius, 1987). The Netherlands, however, has rather ambitiously indicated, that it will strive to endeavour to make contaminated land "agriculturally sound". In essence, most European nations have placed a heavy reliance on solid waste incineration, in a belief that it incorporates the best possible control strategy, for the low concentration of toxics found in residential waste streams. In Denmark, the 21 transfer stations are situation throughout the country, so that no one waste generator, is required to travel in excess of 30 miles, to reach the nearest one. The transfer stations, operated by local municipalities, segregate both household, and industrial wastes. Kommunekemi's treatment techniques utilize rotary kiln incineration, as well as various types of physical/chemical treatment processes. In addition, there is a landfill in close proximity to the central facility (approximately 12 miles away), which is utilized to dispose of Kommunekemi's incineration ash, and treatment sludges, waste form oil and gas exploration, and used batteries.

Options for Action:

i) Central Treatment Facilities

Advantages. The integrated waste treatment facility offer distinct advantages in the economic, managerial, and enforcement, realm. All European countries examined in this paper utilize at least one commercial centralized facility, and a greater number of in-house facilities. In essence, most European nations have utilized solid waste incineration, in the belief that it offers the best possible control mechanism to combat the low concentration of toxics found in residential waste streams. European countries have, for the most part, emphasized treatment and incineration, over landfill disposal (minimize direct land disposal). In relation to integrated and centralized, facilities, rotary kiln incinerators, represent the primarily method used for hazardous

waste disposal, and in-house facilities, basically utilize liquid injection incinerators. Currently in France, financial incentives and legislation, are being discussed, proposing the advancement of incineration as the primary disposal method, over landfill. (The Netherlands, 1990). In the United States, approximately 230 operational hazardous waste incinerators, are in service, most being liquid injection units, while 40 are rotary kiln (Forester, 1987). In The Netherlands, rotary kiln facility was established in 1973, and hazardous waste disposal is centralized. A company, AVR-Chemie CV, engages in high temperature incineration, controlled landfill, and small toxic waste management. The Netherlands incinerates, dewaters, and detoxifies, over 50% of the hazardous waste produced in the nation. In Denmark, the Kommunekemi facility, is estimated to destroy approximately 70%, of the hazardous waste produced in the Country.

Disadvantages. The actual physical siting of a large-scale facility, the longer transportation distances posed, the increased risk of accident, and the public opposition to these central facilities, constitute distinct disadvantages. In addition, concerns have been expressed as to the incomplete combustion of chlorinated organics, and heavy metal emissions. Furthermore, incineration of hazardous waste, is more expensive, than are the various methods of land disposal (Davis, Linnerooth and Piasecki, 1987).

ii)Physical/chemical Treatment.

Advantages. This method utilizes multiple chemical processes, in order to produce relatively inert, aqueous waste, which is acceptable, for either sewer or surface water discharge, and/or, a dewatered sludge or solid waste, component, acceptable for landfilling. France, as is the case with Germany, utilizes a variety of treatment methods, yet, incineration and physical/chemical treatment, is a favoured treatment process. Physical/chemical treatment techniques are widely-used in Japan.

Disadvantages. There are problem areas relate to the fact that voluminous amounts of sludges are produced, and are from a cost perspective, at present, uneconomical to recover.

iii)Ocean Incineration.

Advantages. None.

Disadvantages. There are disadvantages, as Europe, due to mounting discontent with the technology and performance history of European incinerating ships, have focused on other disposal technologies. In essence, the practice of ocean burning, once considered a progressive technology, utilized to a greater degree than either, ocean dumping or landfilling, is no longer considered as a viable solution. Internationally, ocean incineration has declined as a viable disposal method. During the early 1970's, in Europe, the ocean burn of chlorinated hazardous waste was a preferred disposal method, over ocean dumping and landfilling, however this is no longer the case, due to inherent operating, and maintenance problems of incinerating ships, in addition to the fact, that ocean burning of hazardous waste does not allow for recovery of any waste components, for recycling purposes (Piasecki

and Sutter, 1987). In addition, many countries are outlawing the practice of ocean incineration of hazardous waste, including the United Kingdom, who announced in March 1990, that no further wastes would be licensed for marine incineration, beyond year-end. The United Kingdom, also outlines plans to terminate existing licences for marine disposal of liquid industrial waste and fly-ash, by 1992 (The Control of Hazardous Waste in Britain: Reference Fact Sheet, 1991).

1V) Landfilling.

Advantages. Presently, the most popular method for managing hazardous wastes, from a cost perspective, in industrialized countries, is through land disposal. This includes landfills, surface impoundments, land farming, and deep-well injection. At present, the trend in Europe indicates, that although landfill is still a utilized method of disposal, the practice will continue to fall into disfavour (OECD, 1991). Presently, the most popular method for managing hazardous wastes, from a cost perspective, in industrialized countries, is through land disposal. The landfilling of hazardous wastes, constitutes, by far, the most popular disposal technique, in the United Kingdom, where approximately 85% of all hazardous wastes produced in the United Kingdom, are disposed through landfill (Wynne, 1987). The United Kingdom practices co-disposal, emphasizing a belief that co-disposal of waste, results in far fewer problems, in relation to contaminated sites, than would an alternate policy of segregating, and entombing, the waste product. Land farms, or disposal of hazardous waste, mixed with soil, represents another seldom-used method in the country (Sierig, 1977). In Japan, a significant amount of hazardous waste, is landfilled. Japan, utilizes 3 different types of landfill, with distinguishable, and varying, degrees of protection. An alternative method of hazardous waste control, is through the use of surface impoundments, which are for the most part, used by few countries, namely the United States and the United Kingdom-and used, in relatively limited fashion. In The Netherlands, on the other hand, only 5% of hazardous waste is landfilled in The Netherlands.

Disadvantages. Clearly, the trend indicates that hazardous waste landfill, is becoming an increasingly restricted practice, essentially being used only to dispose of waste residue from incineration, or chemical treatment processes (Denmark, Germany, and the United States). Although, in contrast to other disposal methods, landfill is relatively inexpensive, the trend indicates that costs are increasing. In relation to North American hazardous waste policy, in contrast to European policy, a greater emphasis on land disposal of hazardous waste (no public subsidies), has taken place, yet this may be changing. In The Netherlands, the landfill of hazardous waste is essentially a prohibited (with certain exceptions) practice, with few acceptable sites for either hazardous, or municipal waste (a concrete landfill facility has been in operation since 1988). The use of surface impoundments, such as pits, ponds, and lagoons, are utilized on an infrequent basis in Germany, and primarily for dredged sludges. In Germany, it is estimated that there are over 80,000 abandoned waste sites in

the nation, over 20,000 abandoned landfills, in France, over 6,060 contaminated sites situated in The Netherlands, and over 3115 contaminated sites, located in Denmark, with approximately 800,000 tonnes of contaminated soil, requiring treatment (The Netherlands, 1990). Although co-disposal of "special waste", with conventional refuse, does take place, in Germany, and has been past practice, using a 5 to 10% special waste ratio to that of household waste, the system is no longer recommended. Similarly, in Denmark, the practice of co-disposal of hazardous waste, in combination with conventional refuse (a popular method in the UK), is not permitted. In addition, land farms, or disposal of waste mixed with soils, is also not encouraged. In United States, there are 200 landfills nationwide, serving to dispose of approximately 3 million tons of hazardous waste (Forester, 1987).

V) Ocean Dumping.

Advantages. Relatively inexpensive.

Disadvantages. The practice of ocean disposal, governed by the London Dumping Convention (world-wide), as well as the Oslo Convention (North Sea and the North East Atlantic), is essentially becoming a restricted practice, requiring a license, which must be obtained beforehand, from the competent authority within the country of origin, and/or, under the conditions of licence. Internationally, most countries engage in limited shallow sea dumping, with the United Kingdom, representing an exception to this trend. Finally, ocean dumping of hazardous waste, as is the case with sea incineration, is quickly becoming a restricted practice, as most countries are halting this practice (Denmark 1982, Germany 1989 and EEC initiatives).

VI) Alternative Methods

Advantages. In the United States, a variety of thermal destruction technologies have shown promise. Other recent technologies include, plasma arc destruction, infrared thermal processing, wet air oxidation and supercritical water oxidation, which tends to destroy organic waste more completely, than does conventional incineration, and in addition, promises greater efficiency and safety, in return. In Germany, wastes originally destined for maritime destruction, are now managed by recycling, reuse, or waste reduction techniques (Piasecki and Sutter, 1987). The German approach is an endeavour to match the different chemical qualities of waste, with distinct control strategies, and land-based disposal options. In addition, over, 35,000 tons of cyanide salts, mercury sludges, chlorinated pesticides, and concentrated PCB's, are stored in the Herfa Neurode salt mine, in Germany, a private facility, owned by Kali and Salz, which doubles as a producing salt mine (30,000 tonnes per day), using the room and pillar mining technique, and working a 3 metres thick potash deposit approximately 500 metres below the surface (Environment Canada, 1979). Over 1,000 tons of hazardous waste has been retrieved from the salt mine, for detoxification and recycling purposes (Davis, 1987). The German salt mines represent another potential option for action, as a country such as Canada certainly has a number of abandoned mines!. In the United Kingdom,

improvements and advances, in hazardous waste technology has led to implementation of three new treatment processes. The first process involves treatment of acid tar wastes, converting the waste into inert solid tar and aqueous organic effluent. A second process, known as "Vitrifix", converts fibrous asbestos into glass utilizing a high temperature furnace. Thirdly, an interesting process includes the pyrolysis of waste tires, which are converted into fuel products (a process also used in Germany), constitutes another process. In the United Kingdom (unlike Germany), waste exchange schemes are not popular. Current initiatives in Japan, are in respect to the recycling of domestic, and industrial waste, and the incorporation of more restrictive standards, regulating waste disposal facilities, which in turn, serve to increase disposal costs, and thereby, providing incentive for industrial waste recycling. In Japan, research and development on recycling technology with a focus on plastics, and hazardous waste and energy recovery, is apparent (The Netherlands 1990). Clearly, as indicated, most countries have embarked on legislation, regulation, and other initiatives, which emphasize waste reduction, and minimization. Another option for action, involves a policy of The Netherlands and Denmark, which imposes a tax on the generation of hazardous waste. In The Netherlands, the tax is authorized under Dutch legislation (the Chemical Waste Act 1976), and has been imposed upon those generators manufacturing certain products, or use chemical processes, listed in regulation. The tax is imposed upon the treatment, storage, and disposal facility, license (Davis, Huisingh and Piasecki, 1987). Finally, in Denmark, the Kommunekemi treatment facility recovers heat from waste incinerators, which then serves to supply Nyborg's 18,000 residents, with 35% of their heating needs (Piasecki and Davis, 1987). The quantity of heat produced, is equal to oil consumption of approximately 1.5 tonnes per hour (Muller, 1987).

4. Summary.

This review has established a national selection of options through illustrating a multitude of international hazardous waste treatment and disposal methods and technologies, available to both federal and provincial government, through this international study paper. This examination of international legislation and disposal methods/technologies, offers a wealth of knowledge for competent authorities in the hazardous waste realm.

This review of international hazardous waste legislation and disposal technologies, should aptly assist the federal government in the promulgation of future hazardous waste legislative and disposal methodologies, in an endeavour to mitigate human health risks, and minimize the degradation of our environment, associated with current waste practices.

REFERENCES

Davis, G., Huisingh, D., and Piasecki, B., 1987. Waste Reduction Strategies: European Practice and American Prospects. In: America's Future in Toxic Waste Management. Piasecki, B. and Davis, G., 1987. Quorum Books, New York. 309pp.

Davis, G., Linnerooth, J., with Piasecki, B., 1987. Government Ownership of Risk: Guaranteeing a Treatment Infrastructure. In: America's Future in Toxic Waste Management. Piasecki, B., and Davis, G., 1987. Quorum Books, New York. 309pp.

Environment Canada 1979. Environment Canada: Inventory of Hazardous Waste in Northwest Region. Vol. 1. January 1979. W.L. Waldrop and Associates.

Forester, W.S., 1987. Hazardous Waste Management in the United States of America. In: International Perspectives on Hazardous Waste Management. Forester, W.S., and Skinner, J.H., (Eds.). 1987. Academic Press, London. 289pp.

Hughes, E. Toxic waste incineration at sea. In: The University of British Columbia Law Review. Vol. 24. No. 1. 1990. 19-36pp.

Muller, K. 1987. Hazardous Waste Management in Denmark. In: International Perspectives on Hazardous Waste Management. Forester, W.S., and Skinner, J.H., (Eds.) 1987. Academic Press, London. 289pp.

The Netherlands. 1984. Brief Survey of Legislation and Arrangements for the Disposal of Chemical Waste in a number of Industrialized Countries. Ministry of Housing, Physical Planning and Environment. October 1984. Published by the Ministry of Housing, Physical Planning and Environment Central Department for Information and International Relations.

Organisation for Economic Co-operation and Development. 1991. The State of the Environment. OECD Publication Service, Paris, France.

Piasecki, B. and Davis, G., 1987. Restructuring Toxic Waste Controls: Intrinsic Difficulties and Historical Trends. In: America's Future in Toxic Waste Management. Piasecki, B., and Davis, G., 1987. Quorum Books, New York. 309pp.

Sierig, G., 1987. Hazardous Waste Management in the Federal Republic of Germany. In: International Perspectives on Hazardous Waste Management. Forester, W.S., and Skinner, J.H., (Eds.). 1987. Academic Press, London. 289pp.

Van Veen, F., 1987. National Hazardous Waste Monitoring Systems. In: Transfrontier Movements of Hazardous Waste. Legal and Institutional Aspects; 1985. The Organisation for Economic Co-operation and Development. Paris, France. 304pp.

Wynne, B. and Hortensius D., 1987. The Rationalities of Problem Definition: The Netherlands and Hazardous Waste Management. In: Risk Management and Hazardous Waste. Implementation and the Dialectics of Credibility. 1987. Springer-Verlag, New York. 447pp.

United Kingdom. February 1991. The Control of Hazardous Waste in Britain: Reference Fact Sheet. Foreign and Commonwealth Office. 10pp.

TREATMENT AND DESTRUCTION OF HAZARDOUS WASTES IN PORTLAND CEMENT KILNS

Eric R. Hansen
Vice President - Technical Director
Ash Grove Cement Company
Overland Park, Kansas 66210

Introduction

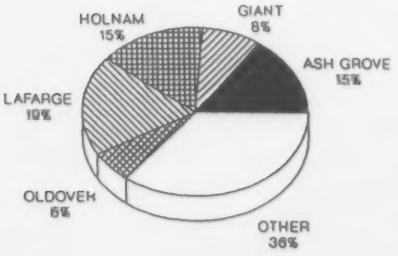
Portland cement kilns are playing an increasing role in the management strategies for this Nation's waste materials. Cement kilns are already existing combustion devices and the unique processing requirements required to make portland cement make them ideally suited for the destruction of wastes while recovering value from these wastes. In 1991 over 1.3 million tons of hazardous waste were managed in cement kilns displacing an equivalent amount of fossil fuel.

Portland Cement

Portland cement is the active ingredient in concrete, a construction material. Portland cement is a hydraulic cement (reacts with water) produced by pulverizing the product made in a cement kiln, clinker, with calcium sulfate. Clinker consists primarily of calcium silicates made from the reaction between limestone and clay at very high temperatures.

Figure 1.

Cement Kiln Hazardous Waste Volumes 1991
1.3 Million Tons



Source: Raymond Jones estimates

The portland cement industry is the 6th largest energy consuming industry which produced over 87.4×10^6 tons in 1990. The industry uses multiple fuels; coal, gas, oil, and waste; with the predominate fuel being coal. In 1990 the equivalent of 18,700,000 tons of coal were burned for energy in cement kilns. Since the production of cement is energy intensive, a significant percentage of the cost of manufacture of cement is fuel cost, it was natural for the cement industry to look at lower cost fuels derived from waste. Also, as was natural for the regulators and the increasing environmentally aware public to look at cement kilns as an alternative to landfilling. The ability of certain combustible wastes to replace fossil fuel in cement kilns has generated a disposal option that has lead directly to the ability to land ban additional materials that have caused known environmental effects in land fills.

Manufacturing Process

Cement kilns are ideally suited for destruction of wastes because of the high temperatures, oxidizing conditions, long residence times, a basic environment, and the ability to chemically combine inorganic residues into silicate minerals. To produce portland cement, a chemical reaction must occur between limestone and clay minerals. Cement kilns are very large furnaces, typically 12 feet in diameter and 450 feet long. A mixture of limestone and clay or shale minerals, whose chemical makeup must be precisely controlled, is placed in the feed end of the kiln. Over a course of 3 to 4 hours the materials move through the slowly rotating kiln. Several important chemical reactions occur. During the first third of the kiln the raw materials are dried and preheated to 1600°F. At 1600°F the limestone looses its carbon dioxide to produce calcium oxide (burnt lime). This decarbonation occurs over the middle third of the kiln. During the last third, the materials are heated until at 2450°F the clay minerals and newly forming minerals partially melt. Once the material reaches 2600°F the lime reacts with the silica in the clay minerals to form the cement minerals. This last reaction takes about twenty minutes for the reaction to go to completion. The fuel is mostly fired directly into the end of the kiln where the product discharges. The combustion air is preheated by the hot product leaving the kiln. Some newer technologies fire a portion of the fuel in the calcining zone in order to improve efficiency. Since the chemical reactions required to make portland cement require energy at high temperatures, the gas temperatures in the kiln are necessarily much higher in order for heat transfer to occur. Also, in order to assure reasonable thermal efficiency, a significant amount of residence time for the combustion gases is provided to achieve efficient heat transfer. Thus, two of the main criteria for destruction of waste, time and temperature, are mandated by the manufacturing process.

The process also assures adequate oxygen since portland cement cannot be produced under reducing conditions. A key mineral in

portland cement is tetra calcium alumino ferrite. If insufficient oxygen is present, Fe_2O_3 readily reduces to FeO (or Fe) and the proper mineral would not form.

PIC Formation

The formation of PICs (products of incomplete combustion) is of concern any time wastes are combusted. The cement manufacturing process inherently assures high temperature, oxygen, and time. Also, cement kilns which elect to burn hazardous waste are also bound by regulation (Boiler and Industrial Furnace Rule, BIF, 40 CFR Part 260 et.al.) to continuously monitor CO and total hydrocarbons to prove the PICs are not being formed. Industrial furnaces are required to demonstrate, continuously, that fuel produced hydrocarbons are less than 20 ppm, a technology based standard.

HCl and Chlorinated PICs

Of more concern is the production of HCl and chlorinated PICs when burning chlorinated wastes. Cement kilns are particularly well suited to prevent the formation of chlorinated PICs because of the very basic environment provided by the raw materials. The major raw material, limestone, is ground very fine before being placed into the kiln (approximately average size 20 microns). Since the raw materials are being processed into a product, they are fed in overwhelming quantities to the process compared to the fuels and particularly any hazardous constituent in the fuel. Compared to the chlorine entering the process from all sources, including the waste, there is over a 100 fold excess in the neutralizing ability for a potential acid specie. Since HCl is readily removed from the combustion process by the reaction with CaO to form $CaCl_2$ it is not available to react with potential PIC hydrocarbons. At elevated temperatures chlorinated hydrocarbons can react directly with CaO to form the very thermodynamically favored $CaCl_2$. A worst case example for chlorine input might be the feeding of a waste such that the feed rate of chlorine would be 500 lbs/hr Cl. The process would typically be receiving a raw material feed rate of 120,000 lb/hr, 80% of which is limestone. The surface area represented is over 900 km^2 per hour (350 mi^2) and the kiln system uses internal circulation of material as a heat transfer mechanism. The repeated exposure of the limestone surface and eventually lime surface results in efficient removal of acid gases.

As a result the studies that have been done on measurement of the ability to destroy wastes in a cement kiln have been very encouraging. Typically, species such as trichlorobenzene have been used for DRE measurements and the performance of cement kilns is most always beyond detection limits, >99.9999. The EPA, during its development of the BIF rule, had also done some testing on a specialized cement kiln and made an extensive effort to speciate the emissions.

One interferance that must be considered in evaluating cement kilns is that they are processing large amounts of raw materials compared to fuel or waste. Since the origin of the major component, limestone, is of biological origin, there are some residual organics that can be roasted off in the lower temperature regions of the kilns. The existence of this interference was considered during the development of the BIF Rule. The presence of these hydrocarbons is geologically variable throughout the world.

Metal Emissions

It has been generally recognized that cement kilns performed inherently well for organics but concern has been directed toward metals emissions. Since cement kilns are processing materials from the earth's crust, kilns already have experience with the metals of concern. Regulatorily, ten metals have been identified (Sb, As, Ba, Be, Cd, Cr, Pb, Hg, Ag, Tl). These metals can be categorized into either volatile or refractory. The refractory metals are absorbed into the forming minerals in a kiln. Typically, they substitute atom for atom into the silicate mineral matrix. Because of the overwhelming amounts of raw materials being processed the effect of refractory metals in waste is insignificant in the composition of the product. Also the manufacturing process provides a boundary that cannot be crossed. That is, if any substantial amount of a foreign ion metal is added, the critical minerals that make up portland cement may not form.

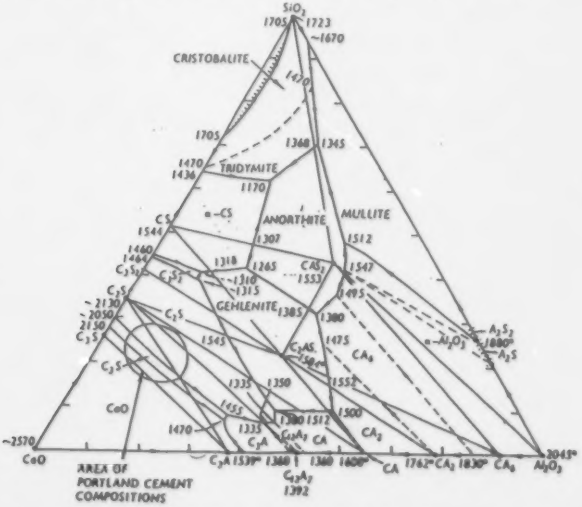


Figure 2. Phase diagram showing the range of compositions for forming portland cement minerals.

The BIF Rule as of August 21, 1991, required all industrial furnaces burning hazardous waste to establish a limit for each metal and further, to prove it can meet all emission standards by August 21, 1992 at these levels. Therefore, the boundaries under which cement kilns can contemplate activities is limited both by process and regulation.

A significant advantage of cement kilns is that the other inorganic ash from waste is incorporated into the active minerals of portland cement. The inorganic residue from waste consists mostly of clays from mineral filters in plastics, papers, etc., soil contamination, iron and pigments like TiO_2. These materials are chemically the major components of the earth's crust and are the required ingredients of portland cement. Even wastes containing steel, like tires, can be used since at the process temperature the steel burns contributing its energy to the process and the iron oxide formed is a key component of one of the major minerals.

There are certain volatile metals that do not enter the mineral matrix due to the high temperatures in the system. These metals vaporize and then condense into a fume and are a concern for all combustion devices. Cement kilns are well situated to manage these volatile metals. Since the cement kiln raw material is prepared very fine, cement kilns are equipped with very efficient dust collection systems to remove the limestone and clay particles from the combusting gases.

Figure 3.

Total (acid soluble) metals in cement and cement kiln dust

Volatile		Total in Cement, mg/kg				Total in CKD, mg/kg				Ratio of Avg.
		Min.	Avg.	Max.	No.	Min.	Avg.	Max.	No.	Cement/CKD
▲	Mercury	<0.001	0.014	0.039	21	0.004	0.660	25.500	68	2%
	Selenium	0.62	NM	2.23	6	2.68	28.14	307.00	54	NM
	Thallium	0.01	1.08	2.68	32	1.40	43.24	776.00	89	2%
	Cadmium	0.03	0.34	1.12	42	0.1	10.3	59.6	81	3%
	Lead	1	12	75	82	34	434	7390	95	3%
	Antimony	0.7	NM	4.0	2	0.3	NM	3.4	9	NM
	Silver	6.75	9.20	19.90	93	4.80	10.53	40.70	92	87%
	Arsenic	5	19	71	54	2	18	159	50	106%
	Nickel	10	31	129	85	1	22	60	65	141%
	Barium	91	280	1402	94	35	172	767	95	163%
	Beryllium	0.32	1.13	3.05	93	0.13	0.65	3.54	94	174%
▼	Chromium	25	76	422	94	8	41	293	95	185%
Refractory										

Notes:

1. Excludes non-detectable values
2. NM indicates average not meaningful because of large number of non-detectable values.
3. No. indicates number of detectable values

The removal of volatilized metals which has condensed into a fume is difficult in many systems. Emission control systems are practically limited to a specific efficiency or dust concentration. For example, a boiler burning 10 TPH coal could produce 1 TPH fly ash. A 99.9% efficient dust collector would emit 2.0 lb/hr ash. A cement kiln firing the same rate of fuel would also be introducing about 100 TPH finely divided raw material. As a result, an emission control system designed to the same efficiency or grain loading would emit only 0.02 lb/hr ash and the remaining 1.98 lb/hr would be entrained raw material. As a result, the presence of the large quantities of raw material effectively raised the efficiency of the emission control system from 99.9% for ash to 99.999% for ash. This is a 100-fold increase in collection efficiency for ash was obtained while staying within the technological limitations of emission control devices.

The raw material as a sorbent also add other mechanisms for the collection of volatilized species. As particle size goes down the ability to collect a particle is reduced. By the introduction of the vast quantities of raw material and its surface area, the condensed fume can collide with the raw material particles and agglomeration occurs due to surface focus. This greatly improves the collection efficiency for these very small particles. A phenomena expected to be documented is the surface absorptions of even the most volatile specs such as mercury.

The volatile metals then become part of the emission control device product, cement kiln dust. The concentration of the metal component can be calculated by mass balance and can only be a minor component of the total mass collected (see Figure 3). The ability of cement kiln dust to stabilize toxic ions is well known and it is a BDAT treatment for some wastes. Cement kiln dust has some other desirable properties such as the ability to set up into an impermeable mass that makes it a good method for management of metals by both chemical and physical immobilization. Cement kilns managing hazardous wastes are required to test the dust to determine if it has a hazardous characteristic. If so, it must be disposed of in accordance with EPA's strict hazardous waste regulations. For this reason, cement manufacturers will not accept fuels which would cause CKD to fail this test.

Cement kilns have been substituting hazardous waste-derived fuels for over 10 years. The Portland Cement Association recently conducted a detailed study of selected metals in cement from over 80 cement kilns. The leachability of metals from cement plant and the metals from cement plans burning waste fell within the distribution of all cement plants and the metals concentration in cement fell within the distribution of naturally occurring metals (see Figure 3).

Conclusion

Portland cement plants will continue to play an important role in this nation's waste management strategies. The processing requirements of the manufacture of cement allows for the disposal of wastes while recovering value from them. Now a regulated activity, the use of wastes in cement kilns clearly is an example of achieving the objectives of RCRA, that is Resource Conservation and Recovery Act. Fossil fuel is conserved as the energy value in the waste is recovered.

The capacity for management of wastes in cement kilns will play a key role in achieving land ban activities. Further, it will play a key role in waste minimization. Even though value is derived from waste, the regulatory burden makes waste costly. The cost of waste management provides the generator the incentive to minimize. As waste management minimization occurs, more material will enter the land ban program. There appears to be no shortage of waste. Cement kilns have already turned to tires for fuel and are contemplating municipal refuse.

It just makes good ecological sense to take fossil raw materials, coal, oil, gas, and first make consumer goods out of them. Then recycle them several times eventually to lower value goods as contamination occurs, then ultimately use these materials as fuels. It makes no sense to burn these valuable resources directly or to burn wastes without displacing fossil fuel.

References

1. Raymond, James, "Environmental Intelligence", St. Petersburg, Florida, December, 1991.

2. Lea, F. M., "The Chemistry of Cement and Concrete", Third Edition, Chemical Publishing Co., New York, NY, 1970.

3. "An Analysis of Selected Trace Metals in Cement and Kiln Dust", Portland Cement Association SP109T, Skokie, Illinois, 1992.

PROCÉDÉS DE TRAITEMENT DE RÉSIDUS DES CARCASSES D'AUTOMOBILES

Richard Voyer, Ph. D.
CRIQ
333, rue Franquet
Sainte-Foy (Québec)
G1V 4C7

La récupération des carcasses d'automobiles représente un avantage économique et environnemental évident en permettant la récupération des métaux qui se retrouveraient autrement comme déchets.

Ce secteur de la récupération des métaux fait face à des problèmes importants qui menacent l'environnement et la rentabilité des entreprises:

- Le résidu non-métallique des carcasses d'automobiles présente des concentrations de plomb et de zinc supérieures aux normes sur les déchets dangereux au Québec lorsque soumis à un test de lixiviation.

- La tendance à substituer de plus en plus le fer et l'acier par des matériaux légers (plastique) diminue la proportion de métaux recyclés et augmente la quantité des rebuts produits lors du broyage des carcasses automobiles. Les revenus de vente des métaux diminuent et le coût d'élimination des déchets augmente.

La présente étude porte sur l'évaluation des procédés de traitement des résidus provenant du déchiquetage des carcasses automobiles (fluff). L'objectif est de sélectionner, à partir de l'ensemble des technologies disponibles ou en cours de développement, la meilleure technologie implantable à court terme afin de solutionner le problème du fluff automobile au Québec. La sélection a fait appel à des critères environnementaux, techniques et économiques. De plus, le rapport présente une analyse du contexte québécois en relation avec le fluff automobile, soit la quantité de

fluff produite et accumulée au Québec, une projection pour les années à venir, la perception des déchiqueteurs face à ce problème, et la charge financière directe ou indirecte causée par ces résidus.

Le fluff provenant du déchiquetage des carcasses automobiles, est considéré comme déchet dangereux au Québec à cause de son contenu trop élevé en métaux lixiviables. La quantité de fluff produite par les cinq déchiqueteurs québécois se situe entre 120 000 et 130 000 tonnes par année. On estime que 430 000 tonnes de fluff sont accumulées sur les terrains des déchiqueteurs.

Jusqu'à la fin de l'année 1989, le fluff était enfoui dans des sites d'enfouissement sanitaire ou des dépôts de matériaux secs. Comme des essais en laboratoire ont démontré que les quantités de métaux retrouvées suite à un test de lixiviation sont supérieures aux normes en vigueur au Québec, le fluff était classé comme déchet dangereux, et les déchiqueteurs devaient l'entreposer sur leur terrain. En juin 1991, le ministère le l'Environnement du Québec informait les déchiqueteurs qu'ils pourraient de nouveau utiliser des dépôts de matériaux secs d'ici mai 1993 pour l'enfouissement du fluff qui serait faiblement contaminé. Les déchiqueteurs doivent toutefois s'engager à trouver une solution pour l'élimination du fluff.

L'analyse des procédés de traitement du fluff automobile présentée dans le rapport nous a permi de faire ressortir les technologies présentant le plus de potentiel au niveau de la pyrolyse, de l'incinération, du traitement chimique et de l'utilisation du fluff dans les cimenteries comme combustible propre et comme matière première, de même qu'au niveau des technologies de prétraitement telles la séparation, la compaction et le recyclage.

Au niveau technique, il se dégage que pour la totalité des technologies, un prétraitement du fluff est nécessaire de façon à obtenir un matériau plus homogène. Il est aussi nécessaire que les usines soient à proximité des usines de déchiquetage afin de minimiser les coûts de transport de déchets dangereux. Au niveau du délai d'implantation des technologies, on parle dans tous les cas de plus de 2 ans, à l'exception du traitement chimique, où l'on parle plutôt de 4 à 6 mois.

En terme de coûts, les procédés se divisent en deux groupes, soit d'un côté l'incinération et la pyrolyse (investissements importants), et de l'autre le traitement chimique et l'utilisation du fluff dans les cimenteries (faibles coûts d'investissement). Dans le cadre de ce projet, nous n'avons pas évalué les retours possibles de l'investissement par la valorisation des sous-produits formés. Il pourrait s'agir de l'utilisation directe de la chaleur dans les procédés industriels, de la production de vapeur et/ou d'électricité et de sous-produits vendables, tels huile, gaz, ou autres combustibles. Une étude de faisabilité économique plus approfondie devrait être entreprise, dans le cadre d'un second projet pour évaluer ces aspects.

Au niveau environnemental, quelques technologies (traitement chimique et incinération/vitrification, gazéification) produisent des résidus peu ou pas toxiques. Cependant, la plupart des compagnies contactées n'ont pu nous fournir les informations demandées au sujet de la toxicité. C'est le cas principalement pour les procédés de pyrolyse et pour l'utilisation du fluff dans les cimenteries. Des essais supplémentaires devront donc être effectués pour l'ensemble des technologies pour confirmer leur validité par rapport aux normes québécoises et pour évaluer le niveau de toxicité du fluff.

Le traitement chimique pourrait représenter la solution la plus facile et la plus économique à court terme. Par contre, elle ne représente pas une solution à long terme, il n'y a aucune valorisation possible du matériau présentement. Les produits traités en quantité supérieure au produit de départ doivent toujours être enfouis et la disponibilité des sites d'enfouissement à long terme est incertaine et les coûts en croissance. Les coûts de traitements et d'enfouissement lors du traitement chimique pourraient être réduits si uniquement la fraction fine (moins de 1 pouce) était traitée. La fraction restante, principalement organique pourrait être valorisée par incinération ou pyrolyse.

Les technologies d'incinération/vitrification (dans un bain de métal fondu ou par la technologie Vortex) présentent à priori un potentiel intéressant au niveau environnemental. Des essais avec le fluff devront être effectués. La technologie d'incinération avec vitrification est utilisée depuis déjà quinze ans au Japon et peut traiter des boues d'égoûts, des cendres d'incinérateurs et divers résidus. Le verre produit est sans danger pour l'environnement et peut être utilisé comme agrégat dans la construction au lieu d'être enfoui. Toutefois, si la réglementation du MENVIQ ne permettait pas de valoriser les cendres vitrifiées, l'intérêt de cette technique serait remis en question. Il faudrait également s'assurer qu'il existe au Québec des débouchés pour ce type de produit.

Au niveau de la pyrolyse, des essais pilotes (plusieurs tonnes-/heure) ou commercials devraient être réalisés pour suppléer au manque de données disponibles en ce qui a trait au coût et aux caractéristiques environnementales. Il se dégage toutefois qu'en utilisant des technologies telles la pyrolyse ou l'incinération dans un bain de métal fondu et la technologie Vortex, les risques de former des furannes ou des dioxines sont réduits. De plus, la pyrolyse sous vide permet d'opérer à des températures plus faibles et assure une valorisation des métaux présents dans le fluff. Les risques de recombinaison des sous-produits sont également plus faibles, ce qui est susceptible d'améliorer la qualité des produits formés. Le pourcentage de résidu solide produit suite à la pyrolyse du fluff entier est de l'ordre de 40 à 50 %. Certains promoteurs prétendent pouvoir valoriser ce sous-produit sous forme de charbon. Des travaux se poursuivent à cet effet.

Les deux possibilités d'utilisation du fluff dans les cimenteries devraient être exploitées davantage. Premièrement, la production d'un combustible propre adapté aux cimenteries présente une solution intéressante, quoique partielle, au problème du fluff car les cimenteries québécoises ne sont pas toutes disposées à brûler du fluff. En deuxième lieu, l'utilisation du fluff comme matière première n'a été qu'étudiée à l'échelle laboratoire et les travaux devront être complétés avant de connaître les possibilités réelles du matériau. Pour ce qui est de l'incinération directe dans un four à ciment, cette option a été essayée en Allemagne et s'est avérée non adéquate. Il est essentiel que le fluff soit traité et qu'un combustible propre soit envoyé aux cimenteries. La combustion d'un tel matériau produit également peu de résidu solide, dont la majorité pourrait être employée comme matière première dans le ciment. Une association étroite, entre le déchiqueteur et les dirigeants d'une cimenterie doit être conclue afin de partager les coûts d'une usine de préparation du combustible, telle qu'effectuée en France. Ceci, dans le but d'assurer la qualité du combustible envoyé à la cimenterie et un débouché à long terme pour le déchiqueteur.

La compaction thermo-mécanique actuellement étudiée au stade du laboratoire, pourrait s'avérer un outil très utile pour la préparation du fluff. En effet, elle permettrait un transport sécuritaire et plus économique pour ensuite en disposer par incinération, pyrolyse ou enfouissement. Le développement de cette avenue potentielle doit être encouragé. Diverses approches sont possibles pour effectuer cette compression/encapsulation du fluff, une recherche sur quelques méthodes de compaction thermo-mécanique devrait permettre de produire des équipements commercialisables dans un délai de 1 à 2 ans. La compaction du fluff prend alors toute son importance dans le cas où l'équipement de pyrolyse ou d'incinération n'est pas situé chez le déchiqueteur.

Le démantèlement et le recyclage avant broyage des composantes non métalliques des automobiles s'adressent à un nombre limité de pièces et ne peuvent donc pas, dans un avenir prévisible (10 ans) apporter la solution globale au problème du fluff. Toutefois, le démantèlement partiel demeure nécessaire. Pour s'assurer que les pièces à démanteler le seront effectivement, il faudra prévoir des mécanismes tels des consignes ou des permis pour que les produits dangereux pour l'environnement et présents dans une automobile soient enlevés.

Il faudra également promouvoir le recyclage de plus de composantes de l'automobile. Des projets pilotes de démantèlement de pièces en PVC, polyuréthane, sièges d'auto, grosses pièces en thermoplastique devraient être mis sur pied pour évaluer la faisabilité technique et économique de ces avenues de récupération.

LE PLAN D'ÉLIMINATION DES B.P.C. DONT LE MINISTÈRE DE L'ENVIRONNEMENT DU QUÉBEC A LA GARDE

LINDA GHANIMÉ

Coordonnatrice B.P.C. - Québec
Ministère de l'Environnement
5199, rue Sherbrooke Est
Bureau 3140A
Montréal (Québec)
H1T 3X9

1- Le contexte et l'approche générale

Le ministère de l'Environnement doit assurer la garde d'un total d'environ 12 800 tonnes métriques de déchets de B.P.C. de types variés: cela comprend 11 000 tonnes de sols, béton et sédiment faiblement contaminés près de 1 000 tonnes d'appareils électriques rebutés et environ 190 tonnes d'askarels. (tableau 1) Ces déchets sont répartis entre cinq lieux d'entreposage: Saint-Basile-le-Grand, Manic II, Shawinigan-Sud, Pointe-aux-Trembles et Saint-Lazare; il s'agit du leg de l'incendie de l'entrepôt de Saint-Basile-le-Grand d'août 1988 et de ses suites.

En octobre 1990, suite au rapport de la Commission d'enquête sur les déchets dangereux, (Commission Charbonneau) le Conseil des ministres a adopté une stratégie d'élimination des déchets de B.P.C. selon une approche de concertation régionale.

Le Bureau B.P.C. - Québec a comme mandat de mettre en oeuvre la décision du Conseil des ministres d'éliminer en priorité les B.P.C. dont le ministère de l'Environnement du Québec a la garde. Mis sur pied en mars 1991, le Bureau doit élaborer des scénarios de traitement et d'élimination des différentes classes de déchets de B.P.C. (askarels, huiles minérales, équipements électriques, sols contaminés etc...) comprenant des propositions de technologies et d'emplacements.

Les technologies étudiées comprennent les procédés de récupération, de recyclage, de décontamination et d'incinération. Les solutions devront être socialement acceptables, tout en étant sécuritaires pour les personnes et l'environnement et bien entendu techniquement et économiquement réalisables. On étudie des équipements qui peuvent être déplacés aux lieux d'entreposage. Ce travail est fait en concertation avec les populations concernées, notamment par le biais de Comités de vigilance.

Le Comité de vigilance représente les divers intérêts des populations locales et régionales dans le projet de traitement

TABLEAU . 1
INVENTAIRE DES BPC DONT LE MENVIQ A LA GARDE
(tonnes métriques)

	Montérégie				Mauricie et Bois-Francs	Côte-Nord
Types de matières	Saint-Basile-le-Grand	Pointe-aux-Trembles	Saint-Lazare	Total Montérégie	Shawinigan-Sud	Manic II
Liquides						
Huiles (0-50 ppm)	0,5	-	-	0,5	-	-
Huiles (50-10000 ppm)	1,8	-	-	1,8	0,5	-
Liquides (10000 ppm et +)	153,3	-	-	153,3	34,1	-
Huiles (conc. inconnue)	12,0	-	-	12,0	0,4	-
Autres liquides	4,4	-	0,6	5,0	-	-
Total	172,0	-	0,6	172,6	35,0	-
Solides						
Boues	22,5	30,2	0,4	53,1	-	-
Débris divers (1)	261,5	0,3	1,0	262,8	4,5	18,8
Absorbants	21,6	4,4	0,4	26,4	0,6	-
Contenants	2,3	-	-	2,3	1,1	-
Sols	7216,2	-	0,8	7217,0	0,7	-
Béton	4000,0	-	-	4000,0	-	-
Autres solides	27,6	-	0,1	27,7	1,3	33,0
Total	11551,7	34,9	2,7	11589,3	8,2	51,8
Appareils électriques						
Ballasts	24,7	-	0,1	24,8	4,3	-
Condensateurs	179,9	-	1,6	181,5	27,0	319,4
Transformateurs	356,2	2,8	0,4	359,4	44,2	-
Autres équipements électriques	6,7	-	-	6,7	0,4	-
Total	567,5	2,8	2,1	572,4	75,9	319,4
TOTAL	12291,2	37,7	5,4	12334,3	119,1	371,2

(1) Débris divers: Matières solides contaminées, telles terre de foulon, chiffons, gants, tyvek, matériaux poreux ou autres matières similaires.

et d'élimination des B.P.C.. Un comité-type regroupe le maire ou son représentant, des représentants des organismes de protection de l'environnement, des responsables de la Santé publique et autres intéressés comme par exemple, des représentants des milieux académiques et de l'éducation. Trois Comités de vigilance travaillent actuellement à l'élimination des B.P.C.; le comité à Manicouagan, un deuxième à Saint-Basile-le-Grand et un troisième à Shawinigan-Sud.

2- Les étapes principales

Le plan d'élimination des B.P.C. dont le MENVIQ a la garde comprend quatre phases principales:

Phase I : Identification et sélection de technologies, procédés et scénarios de gestion

Cela comprend l'identification, l'analyse comparative et la sélection de technologie et de procédés de traitement ou d'élimination disponibles commercialement, éprouvées et applicables aux différents déchets. Des scénarios de gestion sont également établis, c'est-à-dire, des combinaisons d'inventaire et de technologies appropriées de traitement et d'élimination.

Phase 2 : Identification et sélection d'emplacements

L'identification, l'analyse et la sélection des emplacements régionaux de traitement ou d'élimination sont effectuées en tenant compte de la proximité de déchets et d'une série de critères et normes visant la protection de la santé et de l'environnement.

Phase 3 : Conception et évaluation du projet

La conception et l'évaluation environnementale des projets retenus est effectuée pour chaque région; les scénarios de gestion et les choix de procédés feront l'objet d'appel d'offres auprès d'entreprises capables d'offrir les services requis avec des technologies sélectionnées. L'entreprise choisie devra collaborer avec B.P.C. - Québec à la réalisation d'une étude d'impact sur l'environnement, conformément à la réglementation en vigueur.

TABLEAU 2
EXIGENCES GOUVERNEMENTALES PROPOSÉES

Procédés thermiques

Critères d'opération

Efficacité de destruction et d'enlèvement (EDE)	99,9999 %
Conditions d'opération (pour les procédés conventionnels)	T=1200°C T_{res}=2,0 sec à 3% O_2 excédentaire
Qualité de combustion	CO < 114 mg/m³ (15 min.) à 7% O_2, base sèche

Rejets à l'environnement

Émissions atmosphériques (7% O_2, base sèche)	Mat. part. < 35 -70 mg/m³ (à l'étude) HCl < 75 mg/m³ SO_2 < 200 mg/m³
Concentration au point d'impact (15 minutes)	BPC < 0,02µg/m³ TCDD eq. 2,3,7,8 < 0,0004µg/m³
Rejets aqueux	BPC < 1µg/l TCDD eq 2,3,7,8 < 0,6 ng/l
Résidus liquides	À gérer comme un déchet dangereux
Résidus solides	BPC < 0,5 mg/kg TCDD eq. 2,3,7,8 < 1µg/kg À gérer comme un déchet dangereux

Critères relatifs à l'environnement

Air ambiant	BPC < 0,15µg/m³ (à l'étude)
Niveau de traitement des sols	BPC < 1 mg/kg (Critère B) TCDD eq. 2,3,7,8 < 1µg/kg

TABLEAU .3
EXIGENCES GOUVERNEMENTALES PROPOSÉES

Procédés de traitement

Rejets à l'environnement

Émissions atmosphériques	1 $\mu g/Nm^3$
Résidus liquides	À gérer comme un déchet dangereux
Rejets aqueux	BPC < 1µg/l TCDD eq. 2,3,7,8 < 0,6 ng/l
Résidus solides	BPC < 0,5 mg/kg TCDD eq. 2,3,7,8 < 1µg/kg À gérer comme un déchet dangereux

Critères relatifs à l'environnement

Air ambiant	BPC < 0,15 $\mu g/m^3$ (période de 24 heures)

Critères de décontamination

Huiles	Norme de brûlage Serre et industrie (10 MW): BPC < 50 ppm Serre et industrie : BPC < 3 ppm Autres utilisations : BPC < 0,15 ppm
Équipements électriques	Pièces métalliques : BPC < 1 mg/m^2 (analyse de frottis) Matériaux poreux : BPC < 50 mg/kg Halogènes totaux < 0,2 % poids
Sols	BPC < 1,0 mg/kg (critère B) TCDD eq. 2,3,7,8 < 1µg/kg

Phase 4 : Mise en oeuvre du traitement et de l'élimination

La réalisation des projets de traitement et d'élimination avec contrôle, surveillance et suivi.

Chacune des phases comporte une série d'étapes où sont intégrés les aspects techniques et sociaux. Partenaires privilégiés du MENVIQ, les Comités de vigilance sont informés des résultats au fur et à mesure que sont réalisées des études techniques et environnementales. Il y a concertation avec le MENVIQ sur les exigences gouvernementales, les critères d'évaluation et de comparaison des technologies et de sites potentiels considérés localement pour traiter et éliminer les B.P.C. sur les ou l'option de gestion à retenir localement, le choix de sites et les modes d'exploitation. Les comités participent ainsi aux décisions prises à chacune des étapes-clés du plan d'action.

L'échéancier du plan d'élimination prévoit la sélection de technologie et d'emplacement d'ici le début du printemps 1992, le choix d'un fournisseur d'équipement d'ici l'été 1992, la réalisation de l'étude d'impact sur l'environnement et la tenue d'audiences publiques à l'automne. Le début des travaux d'élimination est prévu pour 1993.

3- L'identification et la sélection de technologies (phase 1)

Les études techniques et environnementales en cours pour sélectionner les technologies portent principalement sur l'analyse des inventaires de B.P.C., l'élaboration de scénarios de gestion de ces inventaires et l'élaboration d'exigences de performance environnementale des équipements transportables qui peuvent être déplacés aux lieux d'élimination pour l'élimination et le traitement de B.P.C..

Exigences de performance environnementale

Une proposition d'exigences en matière de traitement et d'élimination des B.P.C. a été élaborée à la fois pour les procédés thermiques et les procédés de traitement physico-chimique. (tableaux 2 et 3) Ces exigences comprennent à la fois des normes prévues dans la réglementation québécoise actuelle et des exigences particulières au projet d'élimination de B.P.C.. Les directives établies sont basées sur les exigences présentement en vigueur au Québec, sur le règlement fédéral et sur les lignes directrices du CCME (Conseil Canadien des ministres en Environnement), et sur les exigences adoptées en Ontario ou aux États-Unis. Elles sont généralement plus sévères qui sont appliquées dans les autres provinces tout en étant techniquement applicables. Elles portent

sur l'efficacité de destruction et d'enlèvement de B.P.C., l'efficacité de combustion, la qualité des rejets atmosphériques, des rejets liquides, et des rejets solides ainsi que la qualité des matériaux décontaminés. Des consultations sont en cours pour finaliser ces exigences qui feront parties intégrantes de l'engagement contractuel entre le MENVIQ et le fournisseur choisi pour éliminer les B.P.C..

Analyse et sélection de technologies et de scénarios de gestion

Une mise à jour des informations sur les technologies et procédés disponibles et applicables a été effectuée. On évalue les technologies et procédés qui sont disponibles en Amérique du Nord sous forme d'équipements transportables ou mobiles, déjà utilisés pour le traitement ou la destruction du même type de déchets avec preuve de respect d'exigences environnementales.

Deux catégories principales de technologie sont étudiées; celles qui décontaminent et permettent de réduire les volumes et celles qui détruisent les B.P.C.. Les technologies de décontamination comprennent les procédés de décontamination des transformateurs ayant contenu des B.P.C., le lavage des sols, l'extraction par solvant (sols), la désorption thermique (sol). Elles permettent de séparer les B.P.C. des matières qu'elles contaminent et de réduire les volumes de déchets mais sans détruire les B.P.C..

Les procédés de destruction utilisent un procédé chimique ou thermique. Les procédés chimiques ne sont efficaces et applicables que dans le cas ou les concentrations sont inférieures à 10 000 ppm tandis que les procédés thermiques brûlent les matériaux contaminés à de très haute température.

Des scénarios de gestion sont en préparation pour chacune des trois régions où l'on compte des inventaires de B.P.C. dont le MENVIQ a la garde. Ces scénarios sont conçus selon les principes directeurs de la gestion intégrée des déchets soit dans l'ordre du recyclage, la valorisation et l'élimination. Dans cette optique, plus d'une technologie pourrait être retenue pour traiter l'ensemble des B.P.C..

4- **L'analyse et la sélection d'emplacements** (phase 2)

Des critères d'emplacements sont en préparation; ils tiennent compte des recommandations générales de la Commission Charbonneau qui privilégie, dans l'ordre l'acceptabilité sociale, la sécurité environnementale, l'efficacité technique et la viabilité économique.

Les critères spécifiques d'acceptabilité sociale seront établis en concertation avec les Comités de vigilance régionaux. Les critères relatifs à la sécurité environnementale et à l'efficacité technique seront formulés à partir de toutes les exigences (réglementaires et autres) du ministère de

l'Environnement du Québec et du gouvernement fédéral en regard de l'entreposage, du transport, du traitement et de l'élimination des B.P.C..

Les propositions de critères seront soumises aux Comités de vigilance régionaux qui pourront y ajouter des éléments additionnels de manière à formuler un jeu de critères de sélection d'emplacements établis en concertation avec les Comités de vigilance régionaux.

L'identification des emplacements potentiels de traitement et d'élimination est faite en tenant compte de la distribution des B.P.C., et des critères recherchés. On privilégie les terrains gouvernementaux; les premiers emplacements analysés sont les lieux d'entreposage actuels des B.P.C. dont le MENVIQ a la garde.

5- Conception et évaluation environnementales du projet (phase 3)

Le ministère de l'environnement du Québec lancera des appels d'offres visant à conclure une entente avec une entreprise capable d'offrir les services de traitement et d'élimination.

Les appels d'offres visent à permettre à tous les promoteurs de technologie (et s'il y a lieu, de sites d'élimination) de proposer leurs solutions dans la mesure où elles répondent aux exigences du ministère de l'Environnement du Québec, et à toutes autres conditions d'éligibilité établies en consultation avec les Comités de vigilance régionaux.

Le projet est conçu pour traiter et éliminer l'ensemble des B.P.C. dont le MENVIQ a la garde avec des projets régionaux. Les quantités de déchets dans certains cas trop faibles pour justifier le déplacement d'équipement spécialisé et il pourrait donc y avoir des "échanges inter-régionaux" pour assurer la faisabilité du projet. L'incinération fera vraisemblablement partie de la solution; elle doit faire l'objet d'une étude d'impact sur l'environnement pour répondre aux exigences de la Loi sur la qualité de l'environnement.

L'entreprise sera sélectionnée sur la base des résultats de l'analyse comparative où auront participé les Comités de vigilance. Le choix final de l'entreprise est fait par le gouvernement.

Conformément aux exigences de la réglementation environnementale, on réalisera une étude des impacts du projet sur l'environnement selon une directive établie par le ministère de l'environnement du Québec. Le projet fera probablement l'objet d'une audience publique sur l'environnement

L'étude environnementale poursuivra en parallèle deux objectifs principaux: l'étude des impacts et l'étude des risques.

L'évaluation des impacts conduira, d'une part, à la description des impacts résiduels qui persisteront suite à l'application des mesures d'atténuation et des mesures de

contrôle supplémentaires. D'autre part, l'analyse et l'évaluation des risques permettra d'identifier les risques résiduels qui persisteront éventuellement après la mise en place des mesures de sécurité additionnelles.

Les résultats de ces analyses serviront à élaborer les programmes de surveillance, de suivi et de désaffectation éventuelle des emplacements de traitement ou d'élimination utilisés.

6- La mise en oeuvre du traitement et de l'élimination (phase 4)

La quatrième et dernière phase du projet sera sa mise en oeuvre selon les modalités précisées dans l'autorisation gouvernementale. Cette phase comprendra des essais de rodage, concertation avec le Comité de vigilance, l'autorisation de l'exploitation, le contrôle et la surveillance et la remise en état de l'emplacement.

7- En conclusion

En résumé, le plan d'élimination des B.P.C. s'inscrit dans une approche où l'information et la participation des publics aux décisions seront privilégiées tout au long du processus de planification, d'évaluation et de mise en oeuvre du projet de la stratégie d'élimination des B.P.C.. On veut une solution qui convienne aux populations concernées et on a fait le pari que le travail de concertation est la clé du succès.

LE RECYCLAGE DU CUIVRE ET DES MÉTAUX PRÉCIEUX A LA DIVISION HORNE DE MINÉRAUX NORANDA INC.

par

Alain Bergeron, chimiste
Minéraux Noranda inc.
Division Horne
C.P. 4000
Rouyn-Noranda (Québec)
J9X 5B6

Sommaire

La division Horne de Minéraux Noranda inc. s'est taillé une place importante dans le marché du recyclage du cuivre et des métaux précieux. Située à Rouyn-Noranda, dans le Nord-Ouest du Québec, cette fonderie reçoit annuellement environ 700 000 tonnes métriques de concentrés de cuivre et environ 150 000 tonnes métriques de divers métaux recyclables.

L'origine de ces matériaux recyclables peut varier de tuyaux de cuivre jusqu'aux sous-produits de procédés métallurgiques, en passant par divers produits électroniques. Par électroniques, on pense entre autres aux plaquettes de circuits imprimés que l'on retrouve dans les ordinateurs. Le respect des lois en vigueur et l'implantation de politiques internes permettent une gestion adéquate de ces activités de recyclage.

L'addition d'une usine d'acide sulfurique, qui réduit substantiellement les émissions à l'atmosphère d'anhydride sulfureux et les émissions particulaires, va de pair avec le recyclage des métaux pour renforcir le concept de développement durable.

Introduction

Dans une société de consommation comme la nôtre, la réduction des déchets et le recyclage deviennent des éléments essentiels pour la protection de l'environnement et le développement durable.

Toutefois, le recyclage en lui-même peut présenter plusieurs niveaux de difficultés comme le tri à la source, la séparation des couleurs dans le recyclage du verre, la qualité des fibres de papier qui s'affaiblissent à chaque traitement, etc.

Lorsque des gens du Ministère de l'Environnement du Québec ont approché la division Horne de Minéraux Noranda inc. pour venir donner une présentation à ce colloque, ils nous ont dit qu'ils étaient à la recherche d'une activité de recyclage bien établie et fonctionnelle.

Pour une fonderie de cuivre comme la division Horne, le recyclage des métaux est devenu une activité économique intéressante qui s'intègre bien au traitement de concentré du cuivre.

Comme vous allez pouvoir le constater vous-même, une foule de différents matériaux vaut la peine d'être traitée pour en récupérer les valeurs métalliques. Bien sûr, le cuivre demeure un des premiers métaux que nous allons recycler, mais nous pouvons récupérer tout aussi efficacement les métaux précieux tels que l'or, l'argent, le platine et le palladium. Un des grands avantages du recyclage des métaux vient du fait qu'ils peuvent être recyclés pratiquement indéfiniment et toujours offrir les mêmes qualités et propriétés qu'à leur première utilisation.

Avant de traiter de recyclage proprement dit, je crois qu'il est de l'intérêt de tous et chacun de connaître davantage l'usine de smeltage de la division Horne.

1. Le procédé de smeltage du cuivre

1.1. Historique

C'est au début des années 20 qu'un prospecteur nommé Edmund Horne a découvert, dans le Nord-Ouest québécois, les immenses dépôts de cuivre qui sont à l'origine du groupe Noranda. La construction d'une fonderie de cuivre en 1927, suivait de peu l'ouverture de la mine.

A l'origine destiné à l'extraction et au traitement de son propre minerai, la division Horne a su se diversifier en offrant à d'autres compagnies ses services d'affinage ou en achetant les concentrés de cuivre sur les marchés internationaux. La fermeture de la mine, en 1976, n'a fait que reconfirmer la vocation à long terme de la fonderie soit le smeltage de minerais et de matériaux à recycler sur une base contractuelle avec des clients extérieurs.

Nous allons maintenant aborder le procédé utilisé à la division Horne. De nombreux changements technologiques ont eu lieu dans l'évolution de notre fonderie mais nous ne verrons qu'un bref portrait de la situation actuelle.

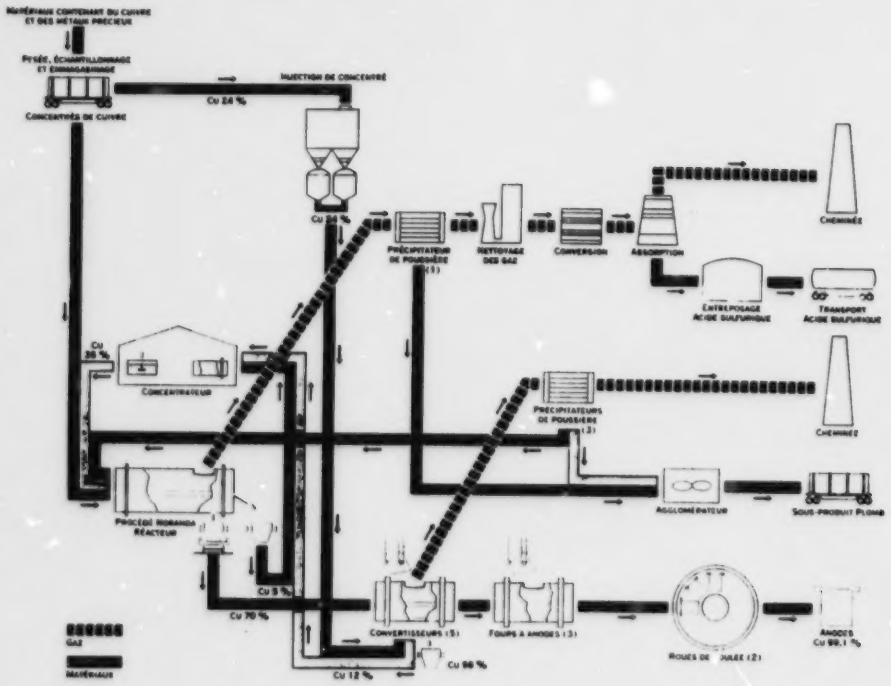
La figure 1 vous présente le procédé de smeltage.

1.2. La réception et le traitement

Chaque année, la fonderie Horne reçoit quelque 700 000 tonnes métriques de concentré de cuivre et environ 150 000 tonnes de matériaux recyclables. A noter que la capacité de l'usine est de l'ordre de 900 000 tonnes métriques. La réception de ces matériaux se fait par camion ou par chemin de fer. Chaque unité de transport est pesée, échantillonnée et déchargée par les gens de la Horne. L'échantillonnage et la pesée doivent être effectués avec rigueur et professionnalisme car c'est sur cette base que le retour en métaux ou en dollars se fera vers notre client.

La presque totalité des matériaux recyclables est acheminée vers le réacteur Noranda, qui représente le coeur des opérations. Le réacteur consiste en un immense vaisseau cylindrique d'environ 22 mètres de long par 5 mètres de diamètre. Le matériel alimenté est projeté dans le bain de métaux en fusion où règne une température de près de 1 300 °C.

Figure 1 : Le procédé de smeltage



De l'air enrichi d'oxygène est injecté par une soixantaine de tuyères installées vers le dernier tiers du vaisseau, dans le sens latitudinal. Il est important de mentionner que le temps de résidence des gaz de combustion est de l'ordre de 1 à 2 secondes.

Au cours du procédé de smeltage, nous aurons la formation de deux couches, soit la scorie et la matte de cuivre. La scorie est écumée à la surface du bain, elle contient encore 5 % de cuivre. Après avoir été refroidie, broyée et passée dans un concentrateur, elle sera finalement recyclée au réacteur. La matte contient environ 70 % de cuivre; elle est coulée dans des poches puis acheminée aux convertisseurs. Les gaz générés par le réacteur sont entièrement traités par notre nouvelle usine d'acide sulfurique.

La matte en fusion est donc alimentée dans un des cinq convertisseurs. Ces derniers servent à purifier le cuivre jusqu'à l'obtention d'une matte de cuivre pur à 98 %. La scorie récupérée à ce niveau est, elle aussi, recyclée. De même, des morceaux de cuivre métallique recyclables peuvent être alimentés dans les convertisseurs.

Une dernière étape de purification demeure et c'est le four à anodes. Le cuivre y est affiné jusqu'à 99,1 % en cuivre à une température de 1 200 °C. Ce cuivre presque pur est coulé sous forme d'anodes de 290 kg chacune. Les anodes sont transportées jusqu'à notre affinerie CCR à Montréal-Est où s'effectuera la séparation et récupération des métaux (cuivre, or, argent, etc...) pour les fins de mise en marché et de fabrication.

Les gaz générés par les convertisseurs sont dirigés vers des précipitateurs électrostatiques avant d'être émis à l'atmosphère. Les poussières riches en cuivre de ces précipitateurs seront, elles-aussi, recyclées dans le réacteur, alors que les fractions plus riches en plomb seront agglomérées et dirigées vers une fonderie de plomb.

Ceci complète la vue d'ensemble du procédé de smeltage de notre fonderie. Il serait temps maintenant de voir quel genre de matériel nous recevons pour fin de recyclage.

2. Que recyclons-nous ?

2.1. Progression du recyclage

Le recyclage des métaux fait partie de nos activités depuis le début des années 1930. Un certain recyclage interne a toujours eu lieu et des échanges de matériaux se faisaient régulièrement entre les différentes divisions de la Noranda. Un des premiers contrats extérieurs que la division Horne a obtenu consistait au recyclage des douilles d'obus après la deuxième guerre mondiale. En 1973, avec la mise en opération du procédé de smeltage en continu Noranda (soit le réacteur), le recyclage de métaux devenait de plus en plus prometteur. Comme nous l'avons déjà spécifié, la fermeture de notre mine de cuivre en 1976 nous a aussi stimulé à trouver d'autres sources d'alimentation pour maintenir la productivité.

La figure 2 représente la croissance du recyclage des métaux, principalement au cours des dix dernières années.

LA FONDERIE HORNE
ALIMENTATION EN METAUX RECYCLABLES

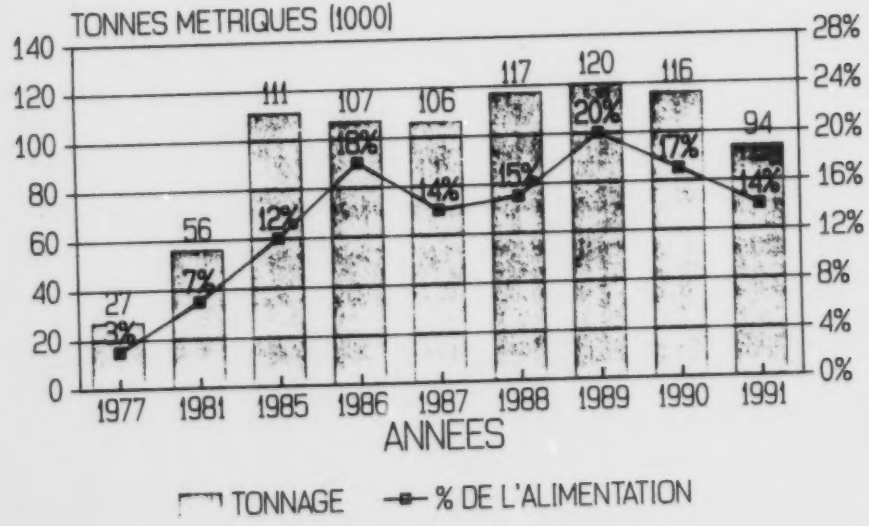


Figure 2

De 1977 à 1990, nous sommes passé d'un tonnage annuel de 27 000 tonnes métriques à près de 120 000 tonnes métriques de matériaux recyclables reçus. Ce qui ne représentait au début que 3 % de l'alimentation totale représente maintenant 15 à 20 % de l'alimentation. En un peu plus de 10 ans, nous avons donc multiplié par quatre la réception de matériaux recyclables.

La récession économique affecte aussi cette part de marché et le tonnage reçu a baissé en 1991 et la tendance se poursuit en 1992.

Néanmoins, dû seulement à ses activités de recyclage, la division Horne produisait en 1990 : 264 000 onces d'or, 5 000 000 onces d'argent, 69 000 000 livres de cuivre ainsi que 115 000 onces de palladium et de platine. La valeur métallique brute totale représentait alors plus de 200 millions de dollars.

2.2. Le certificat d'autorisation du Ministère de l'Environnement du Québec

Au Québec, l'opération d'une unité de recyclage comme la nôtre nécessite l'obtention d'un certificat d'autorisation du ministère de l'environnement provincial. Depuis juillet 1986, nos activités sont couvertes par un tel certificat; il nous permet d'utiliser des matériaux recyclables, dont certains classifiés (Règlement sur les déchets dangereux [Q-2, r.12.1]) comme déchets dangereux, dans notre procédé pour en récupérer les valeurs en cuivre et en métaux précieux.

Le tableau 1 définit, à l'aide d'exemples, les neuf classes de matériaux autorisés à être recyclés à la division Horne.

Ce sont tous des matériaux solides dont la composition variera en fonction du type d'industrie qui les génère. Les classes les plus importantes de matériaux ont été, d'année en année, les métalliques, les composés métallurgiques et l'électronique. Chacune de ces classes constitue à elle-seule de 20 à 30 % du tonnage total des matériaux reçus.

2.3. Le processus de réception des divers matériaux

Plusieurs lois et règlements régissent le transport, la manutention et le traitement des matériaux recyclables. On pense, entre autres, aux lois et règlements sur le transport des marchandises dangereuses, le règlement du Québec sur les déchets dangereux, aux normes sur la santé et la sécurité au travail et le SIMDUT, etc. Une entreprise comme la nôtre se doit de surveiller l'évolution des lois et de faire les représentations nécessaires lorsque les nouvelles lois vont nous toucher de près. Il serait important pour tous les recycleurs de suivre de près les changements et les ententes internationales qui surviendront suite à la ratification de la convention de Bâle (Basel Convention). Environnement Canada prépare d'ailleurs un projet de règlement qui touchera directement l'importation et l'exportation des déchets dangereux, ce qui inclut les matériaux recyclables reçus au Canada.

Tableau 1

LES NEUF CLASSES DE MATÉRIAUX RECYCLABLES AUTORISÉS POUR TRAITEMENT A LA FONDERIE HORNE

CLASSES	GENRES DE MATÉRIAUX
1. Métallique	tels des moteurs, des radiateurs, des fils, des lingots.
2. Composé métallurgique	tels des scories, des mattes, des sels métalliques.
3. Poussière métallique	tels des poussières de dépoussiéreurs, de précipitateurs électrostatiques.
4. Électronique	tels des composantes d'ordinateurs, de communications, d'équipements électriques.
5. Mélange	tels des scories mélangées avec des fils électriques.
6. Catalyseur inerte	tels des convertisseurs catalytiques d'automobiles.
7. Cendre	tels des métaux qui ont été récupérés suite à une combustion.
8. Boue	telles des boues de cellules électrolytiques.
9. Résidu	tels des produits de raclage, de nettoyage de procédé métallurgique.

Mais en plus de ces prérequis légaux, le recyclage des métaux se doit d'être soumis à des vérifications et à des politiques internes de gestion. Les principales étapes de l'acceptabilité d'un matériel à la division Horne se résument comme suit :

- Le fournisseur soumet un échantillon représentatif et une analyse chimique de son matériel. Par la même occasion, un agent de la division Horne demandera une description du procédé à l'origine du matériel et une fiche signalétique. Une visite chez le fournisseur peut aussi avoir lieu.
- Le Service de l'environnement de la division Horne évalue l'acceptabilité du matériel; des tests supplémentaires peuvent être effectués. Si nos standards ne sont pas rencontrés, le produit sera refusé. Une fois jugé acceptable, le département des affaires se chargera du calcul monétaire et de la signature d'un contrat. Pour de nouveaux matériaux ou de nouveaux fournisseurs, un lot d'essai sera souvent reçu avant de s'entendre sur les futurs envois.
- Les documents réglementaires sont préparés, lorsque requis. Il peut s'agir de préavis d'importation devant être envoyés à transport Canada et Environnement Canada. Des manifestes de transport de déchets sont envoyés chez plusieurs clients, avec toute la documentation leur permettant de bien les remplir. Des transporteurs ayant les permis requis seront sélectionnés.
- Lors de la réception, chaque lot est vérifié par les employés et le contremaître pour s'assurer qu'il est conforme avec les ententes. Par exemple, un matériel trop poussiéreux sera aspiré et humidifié pour en permettre une manipulation saine et sécuritaire. Tous les lots seront aussi vérifiés par des détecteurs de radioactivité avant leur déchargement.
- Un comité interne sur le recyclage, regroupant des représentants du syndicat et de la direction, a été formé pour discuter des matériaux à problèmes, suggérer des solutions et informer les travailleurs sur la nature des divers matériaux destinés à être recyclés.

Nous cherchons ainsi à garder un bon suivi sur les matériaux que nous recevons. Il est aussi intéressant de noter que de plus en plus de compagnies, surtout américaines, viennent faire des vérifications à notre fonderie afin de s'assurer que le recyclage se fait de façon responsable et sécuritaire pour l'environnement. Il est donc important, pour nous et pour la communauté environnante, de continuer à investir dans des systèmes qui vont protéger l'environnement.

3. Réduction de nos émissions atmosphériques

Les activités de recyclage et la recherche d'un meilleur environnement vont de pair.

La mise en opération d'une usine d'acide sulfurique a certes nettement amélioré notre performance environnementale. Depuis ses débuts, en décembre 1989, l'usine d'acide capte efficacement les gaz produits par le réacteur Noranda.

Les figures 3 et 4 nous indiquent les baisses réelles d'émissions d'anhydride sulfureux (SO_2) et d'émissions de poussières de nos cheminées et ce, en maintenant à la fonderie des niveaux intéressants de production. L'année 1980 sert de base de comparaison pour les gouvernements et l'industrie; par rapport à cette année, nous avons obtenu en 1990 une réduction de plus de 60 % de nos émissions tant pour le SO_2 que pour les poussières. Nous rencontrons ainsi aisément la réduction de 50 % en émissions de SO_2 qui était exigée par le fédéral et le provincial. Toutefois, la division Horne veut aller plus loin. Nous nous sommes engagés à une réduction de 70 % d'ici 1995 et nous sommes à l'étude de projets qui permettraient une réduction de l'ordre de 90 % de nos émissions de SO_2 pour l'an 2000 (toujours par rapport à 1980).

Comme certains produits recyclables contiennent des matières plastiques, il était aussi important de vérifier la présence de substances organochlorés telles que les dioxines, furannes et BPC dans nos émissions. Des tests furent effectués au cours de 1990 et 1991 dont certains sous la supervision du MENVIQ. Les données obtenues jusqu'à maintenant nous prouvent l'efficacité du réacteur Noranda à contrôler la formation de ces substances.

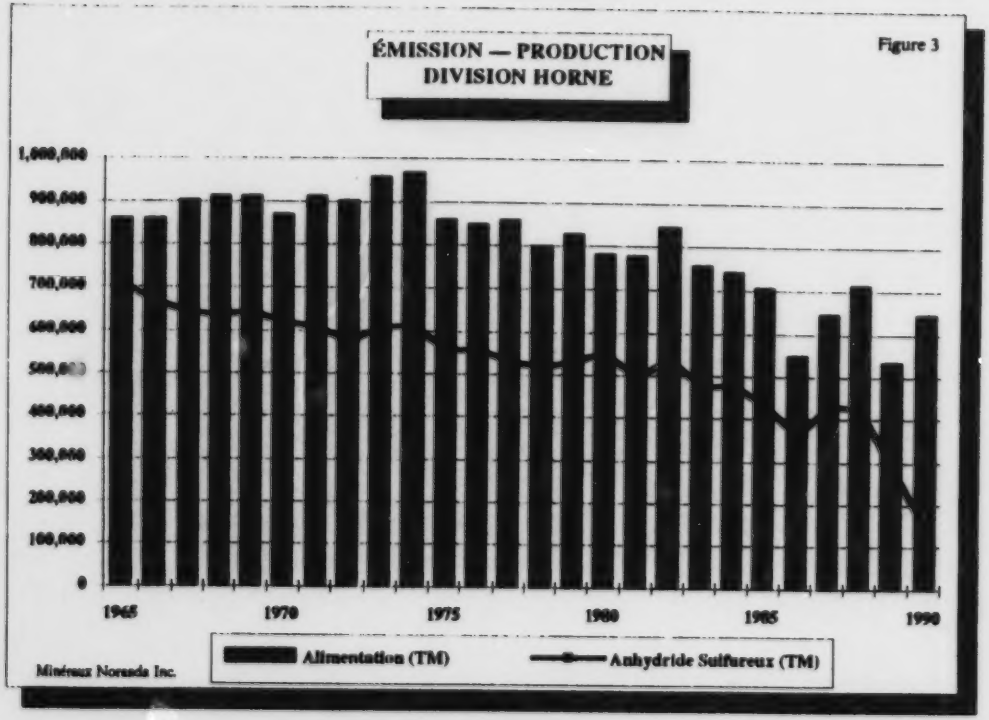
Dans la plupart des tests, les laboratoires n'ont rien détecté. Alors que la norme du Conseil Canadien des Ministères en Environnement (C.C.M.E.) est de 1 000 ng/m³, les résultats en BPC ont tous été en deça de 50 ng/m³. Pour les dioxines et furannes, la norme du C.C.M.E. en équivalent toxique 2, 3, 7 et 8 est de 500 pg/m³ alors que les limites de détection rencontrées certifient que tous les résultats ont été en deça de 100 pg/m³ (en équivalent toxique).

Le fait que le réacteur soit maintenu à des températures de près de 1 300 °C, que le temps de résidence des gaz soit de 1 à 2 secondes et que l'alimentation des matériaux recyclables se fasse dans un mélange continu avec le concentré de cuivre explique, sans doute, la qualité de ces résultats.

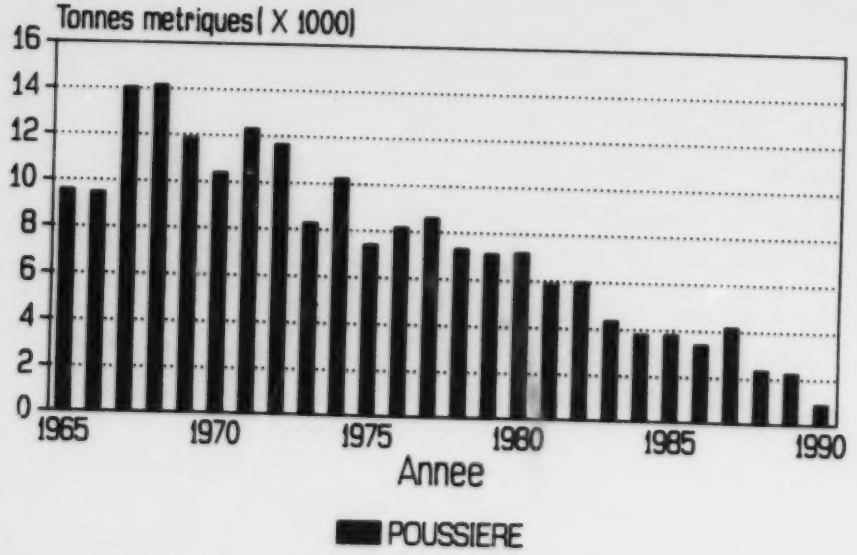
4. Bénéfices du recyclage des métaux et conclusion

Il serait maintenant approprié d'apporter une conclusion à cette présentation. J'y vois aussi l'opportunité de citer les principaux bénéfices que notre société peut retirer des activités de recyclage de la fonderie. Bien sûr, le recyclage des métaux est une activité lucrative, mais nous avons aussi :

- La création d'emploi qui s'est développé dans ce secteur.
- Une réduction des besoins de nouveaux sites d'enfouissement.


ÉMISSION — PRODUCTION
DIVISION HORNE
Figure 3
1,000,000
900,000
800,000
700,000
600,000
500,000
400,000
300,000
200,000
100,000
0
1965
1970
1975
1980
1985
1990
Alimentation (TM)
Anhydride Sulfureux (TM)
Mineraux Noranda Inc.

USINE DE SMELTAGE DE NORANDA
FIG. 4 ÉMISSIONS DE POUSSIÈRES



Mineraux Noranda Division Horne

- La conservation des ressources naturelles pour notre pays et même ailleurs.
- La conservation de l'énergie, car les besoins énergétiques pour produire du cuivre à partir de métaux recyclables sont d'au moins 60 % inférieurs à ceux requis à partir de l'extraction du minerai brut.
- La réduction des émissions d'anhydride sulfureux car les matériaux recyclables, en général, ne contiennent que très peu ou pas de soufre.

Pour notre industrie, le recyclage des métaux est synonyme de développement durable. La philosophie du rapport Brundtland et de la Commission mondiale sur l'environnement et le développement se donne comme but prioritaire de : "réduire le volume des déchets produits et d'en transformer une portion croissante en ressources susceptibles d'être utilisées ou réutilisées. Cela réduira le volume qui, autrement, devrait être traité ou éliminé par voie d'incinération, de décharge terrestre ou de rejet en mer".

Nous souhaitons donc vivement que la notion de recyclage demeure une entité distincte et séparée de la notion de disposition de déchets. Les gouvernements doivent bien sûr mettre en place des systèmes pour encadrer ces différentes activités, mais cet encadrement doit être fait avec souplesse afin d'éviter de décourager les échanges internationaux de matériaux recyclables.

Convenablement planifié, administré et contrôlé, le recyclage des matériaux et des métaux précieux est une action positive vers un meilleur environnement.

Panel : L'incinération peut-elle être sans danger?

(Panel: Is Incineration Safe?)

Dr. Gaétan Carrier
DSC Maisonneuve-Rosemont

Texte non reçu au moment de mettre sous presse
Paper unavailable at time of printing

SUMMARY

Pat Costner
Research Director
U.S. Toxics Campaign
Greenpeace U.S.A.

P.O. Box 548
Eureka Springs, AK
73632

A network of more than 1,100 incinerators, cement and aggregate kilns, and industrial boilers burned at least 7.6 billion pounds of hazardous waste in the United States in 1989. State and federal agencies have made no attempt whatsoever to assess the total health and environmental impacts of the pollutants released by these waste burners.

Nevertheless, this network is growing rapidly, with the approval—even encouragement—of government regulators. If current proposals are successful, the number of commercial incinerators and waste-burning kilns will soon double. Meanwhile, the quantity of waste burned is increasing by 20 percent each year.

Proliferation of this liability-free, low-cost disposal method supports the continued generation of ever larger quantities of hazardous waste.

Impacts of Burning Hazardous Waste

Burning hazardous waste, even in "state-of-the-art" incinerators, releases heavy metals, unburned wastes, and products of incomplete combustion (PICs)—new chemicals formed during the incineration process.

- Metals are not destroyed during incineration and are often released in forms that are more dangerous than the original wastes.
  - At least 19 metals have been identified in the air emissions of hazardous waste incinerators.
  - An average-sized commercial incinerator burning hazardous waste with an average metals content emits these metals into the air at the rate of 204,000 pounds per year and deposits another 670,000 pounds per year of metals in its residual ashes and liquids.
- Unburned chemicals are emitted in the stack gases of all hazardous waste combustion systems. These chemicals also escape into the air as fugitive emissions during storage, transfer, and handling.
  - Even if an average-sized commercial incinerator achieves 99.99 percent destruction and removal efficiency (DRE) during every second of operation with every chemical in every mixture burned, it

Estimated Pollutant Emissions from U.S. Hazardous Waste Burners (mid-range Estimates*)

	Annual Releases, in pounds	
	Average Commercial Incinerator+	All U.S. Waste-burning Facilities +
Unburned wastes *(stack emissions only)*	7,000	760,000
Heavy metals *(stack emissions only)*	203,700	10,476,000 **
Products of incomplete combustion *(stack emissions only)*	693,000	75,240,000
Ash residues	6,300,000	324,000,000 **

+ Mid-range estimates as explained in text of report, assuming 99.99 percent destruction and removal efficiency, average surveyed heavy metal content of waste partitioning factors, and emissions of 0.99 percent of the total mass of wastes as products of incomplete combustion, as discussed in U.S.EPA 1988.

* Assuming average commercial hazardous waste incinerator burning 70 million pounds of waste per year, all U.S. incinerators burning 3.6 billion pounds of waste per year, and all U.S. waste-burners burning 7.6 billion pounds of waste per year.

** Boilers and industrial furnaces excluded.

The Burning of Hazardous Waste in the U.S. During 1989

	Annual Quantity in Pounds	No. of Facilities
Commercial incinerators	1.3 billion	17
Captive/on-site incinerators	2.3 billion	154
Cement kilns	1.8 billion	25-30
Aggregate kilns	1.2 billion	6
Boilers/other furnaces	1.0 billion	900+
Total	7.6 billion	1,100+

releases unburned chemicals at the rate of 7,000 pounds per year.

- The methods used to calculate DRE greatly underestimate actual emissions. With corrections for errors and omissions, releases of unburned chemicals for a commercial incinerator of average capacity may actually be as high as 70,000 or even 700,000 pounds per year.
- Fugitive emissions escape from waste-burning facilities in quantities equal to or greater than those of unburned chemicals released in stack gases.

• Products of incomplete combustion (PICs)—chemicals formed during the incineration process—are emitted in the stack gases and deposited in the residual ashes and liquids of all hazardous waste incinerators.

- According to U.S. EPA, hazardous waste incinerators release "thousands" of PICs.
- Some PICs are far more dangerous than the original wastes. Dioxins, furans, PCBs, and other complex organochlorines are among the most toxic of the persistent, bioaccumulative PICs emitted by waste-burning facilities.
- As much as 1 percent of the weight of hazardous waste burned is emitted as substances other than carbon dioxide, water, and other simple combustion products. Based on this estimate, an average commercial incinerator releases approximately 700,000 pounds of PICs per year into the air. Total PIC emissions from all U.S. waste burners are estimated to be 75 million pounds per year.

• Cancer, birth defects, reproductive dysfunction, neurological damage, and other health effects are known to occur at very low exposures to many of the metals, organochlorines, and other pollutants released by waste-burning facilities.

• Increased cancer rates, respiratory ailments, reproductive abnormalities, and other health effects have been noted among people living near some waste-burning facilities, according to scientific studies in other countries and surveys by community groups and local physicians in the U.S.

• Touted as an alternative to landfilling, incineration perpetuates the dangers of land disposal. U.S. hazardous waste incinerators are producing at least 324 million pounds per year of ash residues. These ashes, which are buried in landfills, are contaminated by PICs, many of which are more toxic than the original waste chemicals. The ashes also contain increased concentrations of heavy metals, often in more leachable forms than in the original wastes.

The Politics of Waste Incineration

Concerned citizens have prevented the construction of most commercial hazardous waste incinerators proposed in the U.S. during the past five years. At the same time, waste-burning companies and their government regulators have grown more sophisticated and more persistent in efforts to overcome this strong public resistance.

Much of the incineration industry's growth has been fueled by government policies. U.S. Environmental Protection Agency (U.S.EPA) rules now require incineration for many types of hazardous waste—even those that are least appropriate for burning. U.S. EPA's state capacity assurance program has no requirements for reducing waste generation, while it penalizes states that do not site incinerators and other disposal facilities. It is common practice for

state and federal regulators to work actively to force resistant citizens to accept waste-burning facilities in their communities.

In some cases, industry-government partners have solicited "host" communities by offering financial incentives.

Economically and politically disadvantaged communities—those that are poor, rural, and/or populated by racial minority groups—are especially vulnerable to such siting strategies. As a result, demographics in incinerator communities reflect these patterns:

- The minority fraction of the population in communities with existing incinerators is 89 percent greater than the national average. In communities, with proposed incinerators, minority populations are 60 percent higher than the national average.
- Average incomes in communities with existing and proposed incinerators are 15 and 17 percent less than the national average, respectively.
- Property values in communities with existing and proposed incinerators are 38 and 35 percent lower than the national average, respectively.

The rush to site new incinerators is taking place despite the current overwhelming excess of incineration capacity. In 1989, 61 percent of the nation's total incineration capacity was unused, with 35 percent of capacity at commercial incinerators unused.

Incinerator Performance: Matter of Fact or Fantasy?

Both the incineration industry and its government regulators claim to be able to evaluate and control waste burners well enough to guarantee that the pollutants released will cause no harm. These claims are contradicted by numerous scientific reports assembled by and for regulatory agencies.

No large-scale combustion system that routinely burns hazardous waste has ever been fully evaluated.

- At present, there is no method for continuously monitoring all unburned and newly formed chemicals and metals emitted in stack gases.
- Even in trial burns, only 1 to 60 percent of the total mass of unburned chemicals emitted from an incinerator have been chemically identified. As a result, the bulk of the chemicals released from incinerators, even under carefully controlled and monitored conditions, remains uncharacterized.
- Without identification and quantification of all stack emissions, an incinerator's performance cannot, in fact, be determined.

Instead, operators and regulators contend that they can predict an incinerator's ability to burn highly variable and diverse chemical mixtures throughout 20 years of routine operation based on measurements taken during a trial burn of one or two individual chemicals for a period of a few hours. Even during these brief, carefully controlled trial burns, incinerator operators rely on partial and surrogate measurements of performance, because only a fraction of the chemicals emitted can be identified.

Trial Burns and DREs

The objective of a trial burn is to determine an incinerator's destruction and removal efficiency (DRE)—the ratio of the stack emissions of a few pre-selected chemicals to the quantities of these chemicals fed into the combustion system. Under current federal regulations, an incinerator of general hazardous waste must, during the trial burn, demonstrate a DRE of 99.99 percent with these few chemicals. This same DRE is then presumably achieved at all times with all wastes burned throughout the incinerator's lifetime.

DRE is only a measure of an incinerator's performance with a few chemicals during a trial burn. As such, DRE is not a meaningful basis for evaluating an incinerator's impact on public health and the environment:

- DRE addresses only the stack emissions of the few chemicals selected for the trial burn;
- DRE does not reflect other routes of chemical releases:
  - deposition in incinerator residues,
  - fugitive emissions, or
  - accidental releases during transport, storage, and handling.
- DRE does not reflect other substances released:
  - unburned chemicals other than those selected for the trial burn,
  - heavy metals, or
  - newly formed chemicals, so-called products of incomplete combustion (PICs).

Products of Incomplete Combustion

During incineration, fragments of partially burned waste chemicals stabilize or recombine to form new chemicals, called PICs. Although these chemicals are estimated by U.S. EPA to number in the thousands, only approximately 100 have been fully identified.

Many of these PICs pose far greater health and environmental threats than the original wastes. PICs identified in incinerator emissions include the polychlorinated dioxins and furans, PCBs, hexachlorobenzene, and other complex organochlorines that are highly toxic, persistent, and bioaccumulative.

According to U.S. EPA, as much as 1 percent of the mass of waste chemicals fed into an incinerator may exit the stack unburned or incompletely burned. Based on these data, an average-sized commercial incinerator (70 million pounds per year), emits these chemicals, predominantly PICs, into the air at the rate of 700,000 pounds per year.

Releases of Heavy Metals

Metals cannot be destroyed by combustion. Moreover, incineration changes some metals into forms that are more toxic, more easily inhaled or ingested by living organisms, or more easily leached from incinerator ashes.

Nonetheless, metals are common constituents in the wastes burned in commercial incinerators. At least 19 metals have been identified in the stack gases, ashes, and other residues of hazardous waste incinerators.

The pattern of distribution among air emissions, ashes, and residues of pollution control devices not only differs for each metal, it also varies with incineration temperature and the chlorine content of the waste. For the more volatile metals, such as lead, cadmium, and mercury, as much as 50 percent of the metal fed into the incinerator may be emitted in stack gases. For most metals, the proportion emitted in stack gases increases with higher temperatures and higher chlorine content in the wastes.

Based on estimates of the average metals content of incinerated hazardous waste and average partitioning factors of those metals to air emissions and residuals, a commercial incinerator burning 70 million pounds of hazardous waste per year emits 204,000 pounds per year of heavy metals in its stack gases, and deposits another 670,000 pounds per year of heavy metals in solid and liquid residues.

Recommendations

Greenpeace recommends that federal and state governments implement the following policies:

- A ten-year moratorium on siting, permitting, or increasing the capacity of hazardous waste incinerators and all other waste-burning facilities, including cement and aggregate kilns and other industrial furnaces and boilers;
- An immediate prohibition of the incineration of wastes containing metals, chlorine or other halogens at all waste-burning facilities currently permitted;
- The establishment of a mandatory pollution prevention program requiring all existing or potential sources of pollution, including manufacturers and government-owned facilities, to take the following steps:
  - Assess all products and processes to identify and quantify all toxic substances+ used, emitted, discharged, or otherwise released from each facility;
  - Discontinue the use and generation, both deliberate and unintentional, of all chemicals that are highly persistent or bioaccumulative or are associated with persistent or bioaccumulative by-products or metabolites.
  - Prepare a detailed plan for phasing-out the manufacture, use, emission, and discharge of all toxic substances with a specified timeline not to exceed ten years for 100 percent elimination.

+ A toxic substance is defined as any substance that causes harm to or threatens human or environmental health through its overt toxicity, either acute or chronic, or through its inordinate quantity or concentration.

DREs are, of course, only as accurate as the sampling and analytical methods used.

- During a typical trial burn, a volume of stack gas no greater than 1/1,000 of one minute's stack flow is sampled using devices with recovery efficiencies for the selected chemicals that may be no better than +/- 50 percent.
- Sampling and analysis of the complex waste mixtures fed into combustion systems are also severely limited in their precision and accuracy.
- DREs calculated from such limited measurements must, of necessity, be even more imprecise and inaccurate due to the propagation of error in each step of the calculations.

Moreover, the present method of determining DRE does not account for the retention within the combustion system of the chemicals selected for the trial burn and their continued release for hours, and even days, after stack gas sampling has ceased.

In other words, a DRE reported as 99.99 percent may actually be as low as 99.9 percent or even 99 percent when this "hysteresis effect" and propagation of error are considered.

In summary, the trial burn DRE is a narrow measure with severely limited usefulness and questionable application:

- DRE does not represent the long-term performance of an incinerator;
- DRE does not reflect the total mixture of chemicals present in stack emissions; and
- DRE is, in itself, an inaccurate reflection of releases of unburned chemicals.

Routine Incinerator Operations

The emission of unburned wastes, PICs, and metals is inherent to the incineration process. Changing operating conditions can affect the quantity and character of these emissions but cannot eliminate them.

Contrary to the assertions of incinerator operators and regulators, combustion conditions, such as temperature and available oxygen, cannot be altered to eliminate emissions from incinerators burning mixed and variable waste streams. Because each waste chemical has its own thermodynamic characteristics, maximum combustion efficiency requires conditions specific to that chemical. Consequently, no single set of operating conditions is necessarily optimum for every chemical in a mixture of hundreds.

For example, a higher temperature that improves combustion efficiencies for some chemicals will, at the same time, increase the emissions of some metals. Higher temperatures and oxygen levels are also associated with poor combustion of batch-fed, volatile wastes. Furthermore, furnace temperature has little effect on emissions of the many PICs that are formed after combustion gases leave the furnace.

Because there are no methods for continuous, real-time characterization of the many pollutants released in stack gases and residues, incinerator operators cannot factually evaluate the performance of their facilities during routine operations.

Instead, operators and government regulators maintain that emissions of carbon monoxide (CO) and total volatile hydrocarbons (THC) are accurate "surrogate indicators" of incineration efficiency during routine waste-burning. CO and THC can be continuously monitored in stack gases. However, in scientific studies, no firm relationship has been demonstrated between either of these indicators and the quantities or toxicities of PICs and unburned wastes emitted.

Releases of Unburned Wastes

Typically, hazardous waste incinerators are expected to achieve a trial burn DRE of 99.99 percent for one or two selected chemicals. In the unlikely event that this standard could be met during every second of every day for every waste chemical, a hazardous waste incinerator of average size (70 million pounds per year) would still be emitting 7,000 pounds per year of unburned chemicals into the air. With corrections for propagation of error and hysteresis, emissions of unburned waste may be as high as 700,000 pounds per year.

Unburned chemicals are also released from waste-burning facilities as fugitive emissions, in quantities as great or greater than those released in stack emissions. Because fugitive emissions are released at or near ground level, their localized effects have been estimated by U.S. EPA officials to be 10 to 40 times greater than those of stack emissions of unburned waste.

"The Safe Disposal Of Wastes By Thermal Incineration"

by Jack D. Lauber P.E.D.A.A.E.E.
Latham New York
Air and Waste Management Association*

Presented at the Air Toxics Conference Montreal, Canada
April 2, 1992

We are faced with many problems today in disposing of our municipal solid wastes, biomedical wastes, and hazardous wastes. Years ago we used older poorly controlled incinerators to burn municipal, and medical wastes, often polluting our air with toxic substances. The original Clean Air Act of 1970 led to the closing of most of these polluting waste combustors. Older, polluting, municipal, medical waste, and hazardous waste incinerators are now being either replaced or upgraded under more stringent state and federal waste incinerator regulations.

Certain environmentalists observed that these older, uncontrolled waste incinerators had gross visible emissions, and erroneously concluded that all waste incinerators were unsafe. Some radical environmentalists say "the devil burns, and that the Lord recycles". Perhaps these negative references to waste burning come from the Bible and the original definition of "hell" which comes from Kings 23:10 , and the Hebrew word "Gehenna", or the valley of Hinnom, south of ancient Jerusalem, which was the site of a foul, smoking, open burning garbage dump. The Bible also speaks of purification by fire.

We next began to landfill our wastes in unsealed landfills that later leaked, contaminating our groundwaters. Burying hazardous chemical wastes in such older landfills and dumps, led to literally putting toxic timebombs in the ground. The tragedy of the Love Canal in Niagara Falls, New York, is an example of this national problem of improper waste disposal. New USEPA "land- ban" regulations seek to ultimately prohibit the land burial of organic hazardous wastes.

The discovery of toxic dioxin emissions from older municipal waste incinerators, a decade ago, further heightened this controversy of burning our wastes, and fostered increased opposition to all types of waste incineration. I and other environmental colleagues have long fought for better, more stringent environmental standards, to properly control such toxic emissions, which now exist.

Many existing waste incinerators lacked proper emission controls, and were also found to be emitting significant

amounts of toxic contaminants. Again, certain radical environmentalists falsely concluded that all waste incinerators were unsafe. They also believed that by opposing all waste incinerators, that our society could force large scale waste elimination and complete recycling of wastes. These environmental idealists hold the philosophy that if there was no easy way to dispose of wastes by incineration, our society would readily develop non-polluting materials and processes; which is unrealistic.

This anti-incineration rhetoric is counterproductive and neglects technological realities . The NIMBY syndrome has also resulted in other acronyms, such as "BANANA", build absolutely nothing anywhere near anyone, except perhaps for waste recycling centers, and on-site medical waste autoclaves, which seem to have become a panacea for environmentalists, for the disposal of medical wastes. We can only practically recycle perhaps about a third of our municipal wastes, and very little medical and hazardous wastes. We can minimize some hazardous wastes by using more efficient chemical/industrial processes, but cannot avoid the need to destroy toxic waste materials, such as certain waste organic solvents, tars, and pharmaceuticals. If we are to avoid putting such wastes in our landfills, which may never be fully secure, and we can't effectively recycle them, what are we to do with them?. Put them into space?. We should completely and safely destroy such wastes once and for all, and try to recover valuable energy, such as by properly burning such wastes in cement kilns, which is an effective waste recycling strategy.

Let's take a closer look at some of the organic chemicals commonly found in products used in hospitals, which was previously documented by the New York City Health and Hospital Corporation's Office of Occupational& Environmental Health Services.

<u>Examples of Hazardous Ingredients Found In Products Used In Hospitals</u>
(inorganics deleted)

1,1,1-Tricloroethane
Acetone
Cyclohexanol
Formaldehyde
Glutaraldehyde 2.4%
Isobutanol
Isopropyl Alcohol
Methyl Ethyl Ketone
Monoethanolamine
Naphtha
petroleum distillates
Propylene Glycol
Tetrahydrofuran

Toluene
Trichlorotrifluoroethane

The above list does not include much more hazardous anti-neoplastic and anti- cancer drugs, some of which are listed USEPA RCRA hazardous wastes; nor are iodine compounds included, such as biodine type disinfectants, which also frequently appear in medical wastes. Some argue that such chemicals and laboratory wastes, should be excluded from infectious medical wastes, which should then be autoclaved to avoid incineration. However, the above chemicals are ubiquitous in hospital wastes, and cannot be easily separated in most cases. Autoclaving uses steam to disinfect infectious wastes and cannot destroy toxic organic and inorganic chemicals in such wastes. Many of these hazardous organic chemicals are volatile, and can pose public and occupational health hazards if not properly controlled; they can be volatilized in air emissions from an autoclave, and/or can leak from compacted autoclaved waste in landfills, to possibly contaminate groundwaters. These chemicals also can be transformed in landfills into toxic landfill gases, which ultimately are released to the atmosphere. These hazardous chemical air and leachate emissions have not been thoroughly tested, and have not been subject to stringent environmental regulatory scrutiny. For example, autoclaved medical wastes that are landfilled have not been tested using the EPA toxic characteristic leaching procedure, TCLP, to predict the leachability of toxics into groundwater. The lack of environmental data for autoclaved medical wastes, should not be accepted as indicating that these wastes are environmentally safe. However many environmentalists seem to prefer this marginal,non destructive, less effective, disposal technology, only because it is "not incineration", which they believe is "evil".

Laundry lists of chemicals similar to the above list are often included in reports issued by radical environmentalists, to allegedly scare the public about the incineration of "hazardous wastes", or the burning of such materials in cement kilns, falsely inferring that people will be poisoned by such materials. Many of these chemicals are routinely present in our homes and in our kitchen and bathroom cabinets, as household chemicals and medicinals; and are classified as hazardous because if they leak into groundwater they can cause adverse environmental effects, or they are ignitable . Many of these same chemicals are less hazardous than gasoline or household cleaners, which if they were wastes, would rank high on the EPA hazardous scale. In Australia, such wastes are called "intractable wastes". Perhaps the hazardous designation for such wastes has been misunderstood by the public.

Thermal incineration has been long favored to disinfect and destroy infectious medical wastes,and is the preferred

technology recommended by USEPA to safely destroy other hazardous organic wastes. However, let's consider another acronym, BACT, best available control technology. For waste incineration today, BACT means high combustion efficiency, greater than 99.9%, the ability to destroy toxic organics by 99.99%, and greater than 99% air cleaning for most air contaminants. Add multistage combustion and air cleaning systems, and computerized , fail safe automatic incinerator operational monitoring and waste feed shut off controls. The result is safe ,reliable waste incineration with minimal risks to public health or the environment; which when properly conducted can result in health risks of about one in a million, or far less risk than the chance of dying from lightning in one's lifetime.

The latest environmental test data clearly shows that a BACT, state of the art medical or hazardous waste incinerator, with double,dry/wet scrubbing, has less toxic emissions than a few trucks driving by in a community. To reach this conclusion, the author first compared the recently tested dioxin emissions from the Hamot Medical Center in Erie Pa, controlled by a dual stage dry/wet scrubber. The tested dioxin emissions averaged 0.129×10^{-9} g/dscm, which are equivalent to 6.5×10^{-7} g/hr; at extremely low, trace levels, well within one in a million health risk levels. Let's now compare these very low dioxin emissions to automotive emissions. Assume urban traffic and an average speed of 20 mph , and that the polycyclic organic material, POM, emissions from diesel trucks are about 3×10^{3} times less toxic than dioxins, based on USEPA reports on diesel emissions. Knowing typical automotive emission factors, one can calculate equivalent automotive emissions, and compare them to the controlled dioxin emissions from the waste incinerator. The controlled dioxin emissions from this state of the art, BACT. medical waste incinerator are equivalent to about 1 or 2 trucks driving in a 20 mile circle in an hour. Comparable comparisons can be made for other well controlled municipal and hazardous waste incinerators, and cement kilns burning hazardous wastes as fuels.

We should properly manage our wastes, and if they can't be recycled , we should try to preferentially use such wastes as fuels, by burning them in efficient, well controlled, industrial furnaces, such as in cement kilns, to recycle and conserve thermal energy. Such proven waste recycling operations, not only completely, and safely destroys such wastes, but also realizes significant energy conservation ; and minimizes total combustion emissions to the atmosphere, by saving fossil fuels and reducing the need for supplemental waste incinerators .

Incinerator ash can in most cases, be treated with lime to inactivate heavy metals, making the ash mixture cement like and nonhazardous for safe burial, or by recycling into

concrete products. There have always been metals in ash and in cement dust. However once such metals are present in a cement like form, they are immobilized, become non hazardous, and do not leach into the environment.

Lets examine certain "facts" as stated by certain radical environmentalists in their "scientific" reports. They contend that the burning of wastes in cement kilns is unsafe, at less than 99.99% waste destruction and removal; they cite a decade old USEPA Puerto Rico research test, that was performed to determine the incipient failure of a cement kiln combustion system, by burning highly chlorinated chemicals, a situation which does not occur in properly run real world cement kiln operations. Yet their reports imply that such erratic conditions are normal. They have similarly also drawn such erroneous conclusions from a December 1990 USEPA cement kiln test performed in Missouri, at an older plant, where combustion was unstable and erratic, resulting in total hydrocarbon emission levels about 4 times or more above USEPA emission standards, which would have required regulatory waste fuel shutoffs. However, the tested dioxin emissions from such worst case cement kiln tests presented health risks of two to four in a million, certainly illustrating the inherent safety of cement kilns to safely destroy such wastes; and the protectiveness of the USEPA BIF, Boiler,Industrial Furnace waste fuel burning standards. These radical environmentalists, and prophets of doom, also construct the example of a typical hazardous waste incinerator that operates at less than 99.99% waste destruction, and calculate many tons of toxic emissions that would be emitted to the ambient air. I have checked such pseudo-scientific "assumed" incinerator calculations, performed by Greenpeace's "experts", and compared them with emission data that I have evaluated from numerous verified, hazardous waste incineration trial burn tests performed over several years; and found that the Greenpeace estimates of toxic emissions are several orders of magnitude, thousands of times, higher. Such calculations are irresponsible and are done solely to scare the public and to discredit safe waste incineration.

There are numerous USEPA, Environment Canada, and European, emission tests on proper BACT controlled, municipal, medical, and hazardous waste incinerators, and cement kilns, that reveal trace toxic emissions at levels of a part per billion or less , that pose no significant risks to public health or the environment. Any physician will tell us that the dose makes the difference between a drug and a poison. If toxic emissions are properly controlled by BACT incineration or cement kiln burning technologies, including the use of continuous emission monitors, and waste feed cut off controls, they pose no real concern . We should deal with real environmental hazards, such as the problems of indoor air pollution, and the urban toxic emissions from

automobiles, and uncontrolled dry cleaners.

We as environmental professionals and responsible citizens, must properly educate the public about these matters. All waste incinerators are not unsafe, just as all drivers are not drunk behind the wheel . We must not continue to put toxic timebombs into the ground, such as autoclaved medical wastes. Safe waste incineration exists that can properly destroy and dispose much of our wastes, so that they will no longer haunt us, or pose hazards to future generations. Efficient industrial furnace operations like cement kilns, can effectively recycle our industrial wastes as fuels, completely and safely destroying such wastes, with significant energy conservation, without adverse effects to our environment.

Thomas Jefferson once said "that truth has nothing to fear from conflict unless deprived of her natural weapons of free argument and debate". We must insist that these issues be properly debated, by responsible scientists, and not emotionally shouted down by improperly informed radicals at public meetings. We should support good technological solutions for managing our wastes, so that we and our posterity can preserve our environment.

*the opinions given in this paper are solely those of the author.

Panel : L'incinération peut-elle être sans danger?

(Panel: Is Incineration Safe?)

Bruce Walker
Society to Overcome Pollution

Paper unavailable at time of printing
Texte non reçu au moment de mettre sous presse

L'APPROCHE ENVIRONNEMENTALE AU CHOIX D'UN MODE DE DISPOSITION DES DECHETS SOLIDES URBAINS

par

Jean J.O. Gravel
Biothermica International Inc.
3333 Boul. Cavendish, Bur. 440
Montréal (Québec)
Canada H4B 2M5

RESUME

La gestion intégrée des déchets solides urbains inclut la séparation des matières dangereuses et des recyclables, le traitements des refus et finalement l'enfouissement des résidus. Cette approche est dorénavant privilégiée par les autorités et reçoit un support accru du public.

Toutefois, le choix d'un mode de traitement/dispodition des non-recyclables etc. fait toujours l'objet de controverses animées qui risquent d'influencer indûment les décisions. Le choix des élus demande la conciliation des exigences de santé publique et de protection de l'environnement avec les coûts pour le trésor public.

Une approche rationelle exige une appréciation objective et comparée des incidences environnementales à court-terme aussi bien qu'à long-terme, des diverses solutions proposées. On fera ensuite un choix entre les solutions dont l'impact total est jugé acceptable, à la lumière des facteurs de coûts directs et sociaux.

Les trois principales avenues utilisées pour le traitement/disposition des refus urbains sont :

- o l'enfouissement sanitaire
- o le trie-compostage suivi de l'enfouissement
- o l'incinération avec l'enfouissement des résidus.

L'approche proposée est illustrée au moyen de quelques données générales sur les impacts de ces trois options ainsi que sur les coûts. Ceci permet de dégager de façon préliminaire, une hiérarchie des incidences écologiques et économiques des diverses options considérées.

Par la suite, la compilation des données disponibles sur les incidences de chaque procédé permettra de procéder à l'évaluation concluante de chaque cas.

SÉANCE D'AFFICHAGE / POSTER SESSION

MISE SUR PIED D'UN RÉSEAU DE DÉTECTION DES SUBSTANCES TOXIQUES AÉROPORTÉES DANS LE BUT D'ÉVALUER LA COMPOSANTE ATMOSPHÉRIQUE DE LA CONTAMINATION CHIMIQUE DU FLEUVE SAINT-LAURENT

par

Jean Tremblay
Services scientifiques
Service de l'environnement atmosphérique
Environnement Canada
100 Alexis-Nihon
Ville Saint-Laurent (Québec)

La sédimentation sèche et/ou humide des substances chimiques aéroportées au dessus du réseau hydrologique du fleuve Saint-Laurent , représente un mécanisme potentiellement important via lequel les substances toxiques peuvent pénétrer ce système aquatique. À cause du manque de données disponibles sur les concentrations atmosphériques de divers polluants, il est présentement impossible d'estimer la contribution réelle de l'atmosphère à la contamination chimique du fleuve Saint-Laurent.

En 1990, un important projet visant à évaluer l'apport atmosphérique de substances organiques et inorganiques a été initié par Environnement Canada (Service de l'environnement atmosphérique & Centre Saint-Laurent). Une première station d'échantillonnage a été déployée à Ste-Françoise (près de Villeroy) en 1991. Les critères de positionnement utilisés pour la sélection de Ste-Françoise garantissent que les concentrations atmosphériques enregistrées à cet endroit seront représentatives du bruit de fond existant entre Montréal et Québec. Cette station de recherche est équipée d'appareils météorologiques ainsi que de capteurs de précipitations, d'aérosols et de gaz. Ces équipements servirons dans un premier temps à mesurer les répartitions gaz/particules et les dépôts secs et humides de certaines substances organiques et inorganiques.

Plusieurs substances chimiques retrouvées dans le fleuve Saint-Laurent pourraient présenter une composante aéroportée significative. Afin de garder les coûts de l'étude à un niveau acceptable, quelques critères ont été appliqués lors de la sélection de ces dernières. Par exemple: Que les substances choisies soient associées à des problèmes liés à la qualité des eaux; qu'elles aient été identifiées dans la littérature comme étant aéroportées et finalement qu'elles soient mesurables au sein d'un réseau. C'est ainsi que nous en sommes venus à développer la liste suivante: Composés organiques (BPC, HAP, Chlorophénols, quelques pesticides organochlorés, etc) et inorganiques (Plomb, Mercure, Sélénium, Zinc, Cuivre Cadmium, etc).

La première étape visant la mise sur pied d'un réseau d'échantillonnage de substances toxiques aéroportées a été complétée par l'opération de la station de Ste-Françoise. Depuis janvier 1992, ces substances sont mesurées de façon hebdomadaire dans l'air et les précipitations.

ALTERNATIVES ON HAZARDOUS WASTE DISPOSAL

by

Dr. G.P. Sassano
Department of Geology, Concordia University
Montreal, P.Q., Canada

A major problem facing urban centers is the decontamination of industrial and residential toxic waste from sites presently being recovered for urban use. A review of presently available methods indicates prohibitive costs or inefficient solutions. The major technical problems faced by municipalities are the contamination of the water table and/or the effective control of the effluents from the decontaminaing urban facilities. Two different types of toxic materials (i.e. heavy metals and petroleum derivates) should require separate extraction methods. Incineration of toxic industrial waste does not solve the disposal problem since most of the toxic residues still re-require safe disposal in landfills characterized by high security cells. Emerging technologies using molecular reticulation and in situ micro-biological conversion with production of bio-gas appear as promising alternatives. In California and elsewhere, similar methods using silicate compounds capable of producing single-chain tetrahedra are able to reticulate most of the heavy metal compounds into sterile and inert aggregates. In Europe and Asia, safe disposal of S.U.W. is attained by anaerobic production of bio-gas which is used at the location of the facility. The reactions take place in sealed, multiple, modular cells connected to the central plant by a compression/decompression piping system.

The cells of bio-conversion are properly seeded with preselected and pre-conditioned micro-organisms which are able to utilize the organic matter, present in the waste materials, for their metabolic reactions. The bio-conversion process (autolysis) generates moderately high temperatures, carbon dioxide, water, bio-gas (methane) and other gases (negligible quantities). At the end of the process, which takes approximately 60 days to arrive to completion, the bio-cells will contain only inert material which is sterile. This product may be utilized as agricultural soil and/or as agglomerate if mixed with bitumen and/or concrete. The facility is maintained environmentally clean because of in-house recuperation of air, dust, water and gases. This automatically eliminates all the unsanitary conditions which attract birds, rats, insects and other pests. These innovative technologies must receive proper attention from our research institutes if Canada is to remain competitive in the field of toxic waste disposal.

LA SURVEILLANCE BIOLOGIQUE DE L'EXPOSITION AUX HYDROCARBURES AROMATIQUES POLYCYCLIQUES (HAP)

par

Claude VIAU, Odette BLONDIN, Serge LAMY, Marlène MERCIER et Ada VYSKOCIL. Département de médecine du travail et d'hygiène du milieu, U. de Montréal, C.P. 6128, succ. A, Montréal (Québec) H3C 3J7.

L'évaluation de l'exposition aux HAP se fait habituellement de manière indirecte en calculant l'absorption présumée par les diverses voies d'entrée dans l'organisme. Une autre approche avantageuse est la surveillance biologique de l'exposition à ces contaminants.

In vivo, le benzo(a)pyrène comme d'autres HAP est biotransformé en partie en un diolépoxyde qui peut réagir avec diverses macromolécules de l'organisme dont les protéines circulantes. Nous avons examiné l'intérêt de la mesure des produits de ces réactions, appelés adduits, pour faire l'évaluation de la dose interne de l'organisme exposé au BaP. Dans un premier modèle expérimental, nous avons déterminé chez le rat injecté avec une dose unique de BaPdiolépoxyde que la durée de vie de l'adduit formé avec l'hémoglobine était plus longue que celle de l'adduit formé avec l'albumine en accord avec la durée de vie rapportée des protéines intactes. La durée de l'«enregistrement biologique» d'une dose varie donc selon la protéine étudiée. Dans un deuxième modèle, nous avons examiné la cinétique de formation et de disparition des adduits chez des lapins recevant des doses répétées de BaP. Les résultats démontrent que c'est la dose totale reçue sur plusieurs semaines qui est le déterminant le plus important de la concentration mesurée d'adduits à l'hémoglobine. Cela suggère qu'une mesure, à un moment donné, de la concentration des adduits BaPdiolépoxyde-hémoglobine reflètera la dose cumulative de BaP. Ces connaissances ont été mises à profit dans l'évaluation de la contamination de marmottes vivant dans leur milieu naturel. Nous avons ainsi démontré que les concentrations d'adduits formés entre le BaPdiolépoxyde et l'albumine sont reliées aux concentrations mesurées dans la végétation consommée par ces herbivores.

Dans un autre volet de nos recherches sur les HAP, nous examinons la mesure de l'excrétion urinaire du 1-hydroxypyrène (1-OHP) comme mesure de l'exposition au pyrène. Puisque ce contaminant est ubiquitaire, il existe une excrétion de base de 1-OHP même chez des personnes n'ayant pas d'exposition professionnelle au pyrène. Cette excrétion est de l'ordre de 0,1 µmol/mol de créatinine selon des mesures effectuées chez une trentaine de sujets témoins. Par ailleurs chez des patients psoriasiques utilisant des shampoings à base de goudrons ou chez des travailleurs exposés à la créosote, l'excrétion de 1-OHP est nettement augmentée. Après application cutanée de pyrène, la demi-vie du métabolite urinaire est d'environ 10 à 12 heures suggérant ainsi qu'une exposition chronique au pyrène doit donner lieu à une certaine accumulation du contaminant dans l'organisme.

En conclusion, la surveillance biologique de l'exposition aux HAP permet de mesurer la dose interne de ces contaminants dans divers organismes vivants et représente une approche complémentaire aux approches traditionnelles de l'évaluation de l'exposition de diverses populations humaines ou animales.

Subventionné par l'I.R.S.S.T., CAPIR (U de M) et le F.R.S.Q.

"ÉVALUATION DE L'EXPOSITION DES TRAVAILLEURS QUÉBÉCOIS DE L'ALUMINIUM AUX BRAIS DE HOUILLE ET AUX HYDROCARBURES POLYCYCLIQUES AROMATIQUES (HPA)".

par

Claude Ostiguy
Jacques Lesage
Institut de recherche en santé et en sécurité du travail du Québec (IRSST)
505, boul. de Maisonneuve Ouest
Montréal (Québec)
H3A 3C2

Le National Institute for Occupational Safety and Health (NIOSH) propose la mesure gravimétrique de la fraction de brai soluble dans le benzène comme seule méthode pour l'évaluation de l'exposition au brai de houille et de façon indirecte l'exposition aux hydrocarbures polycyliques aromatiques (HPA).

Cette méthode comporte des limitations importantes quant à la sensibilité et à la spécificité. Le problème de sensibilité complique l'échantillonnage et le manque de spécificité rend difficile l'établissement de la relation entre l'exposition et les problèmes de santé. Il appert également que les HPA contenus dans la fraction de brai soluble dans le benzène seraient responsables des propriétés toxiques associées au brai de houille. Cependant, l'émission et la production de HPA dans l'air, ne dépend pas uniquement de la quantité intrinsèque présente dans le brai de houille. Elle dépend aussi des conditions relatives à l'utilisation du brai de houille, telles que la température des procédés, le prétraitement du brai et la manipulation mécanique. De plus, l'émission dans l'air occasionne une exposition mixte sous forme de vapeurs et de particules.

Dans le but de rationaliser ce problème complexe d'exposition, tout en conservant le maximum d'informations sur la nature spécifique de l'exposition (gaz et particules) les laboratoires de l'IRSST ont adapté dans un premier temps un système d'échantillonnage applicable à la mesure gravimétrique du brai de houille et à la mesure des HPA sous la forme de gaz et de particules. Dans un deuxième temps, les laboratoires ont mis au point une méthode analytique par GC/MS permettant la caractérisation et la quantification d'un indicateur de 12 HPA. Les 12 HPA choisis font l'objet d'une recommandation des divers organismes tels que NIOSH et IARC (International Agency for Research on Cancer) pour une évaluation représentative d'une exposition aux HPA.

L'étude a permis de mettre en évidence une désorption non quantitative de certains HPA en raison de leurs fortes interaction avec certaines poussières de ce type d'environnement industriel. De plus, la présence de HPA comme le Benzo (a) pyrène observé normalement sous la forme de particule ont été quantifiés sous la forme gazeuse dans certains environnements. Pour mieux évaluer le risque toxique de l'exposition au brai de houille contenant des HPA, il devient important de bien caractériser la fraction gazeuse et particulaire de l'air respiré par les travailleurs aussi bien au niveau de la teneur et du profil en HPA qu'au niveau de la concentration de brai de houille.

DÉGRADATION EN CHAMP DE QUATRE INSECTICIDES UTILISÉS EN PROTECTION DU FRAISIER

Charles Vincent, André Bélanger et Domingos de Oliveira[1]

Station de Recherches, Agriculture Canada
430 boul. Gouin, Saint-Jean-sur-Richelieu
Québec, CANADA J3B 3E6

[1]Département de Sciences Biologiques
Université du Québec à Montréal
C. P. 8888, Succ. A., 1200 St-Alexandre
Montréal, Québec, CANADA H3C 3P8

Le Québec est la province canadienne ayant la plus forte production de fraises. Pour diminuer les dommages de deux insectes ravageurs, soient l'anthonome du fraisier, *Anthonomus signatus* Say (Coleoptera: Curculionidae) et la punaise terne, *Lygus lineolaris* P. de B. (Hemiptera: Miridae), on effectue plusieurs traitements insecticides à chaque année. En 1986, une fraisière a été traitée au diméthoate, au malathion, à la perméthrine et à la cyperméthrine au stade de 80% de floraison des plants. En 1987, les parcelles ont été pulvérisées au diméthoate, au malathion et à la perméthrine au stade de 25-30% de floraison des plants. L'analyse des résidus de ces insecticides retrouvés sur les fleurs a été effectuée par chromatographie en phase gaseuse après une extraction aux solvants. Des analyses de résidus effectuées sur les fleurs ou les fruits de 0 à 18 jours après les traitements ont révélé une dégradation exponentielle des produits. Les insecticides organophosphorés avaient tendance à se dégrader plus rapidement que les pyréthrinoïdes de synthèse. Les résultats sont discutés dans un contexte de programme de lutte intégrée des insectes.

LES CRITERES DE QUALITÉ DE L'EAU AU QUÉBEC: DÉFINITATION ET APPPLICATION

Résumé

par

Isabelle Guay
Service d'évaluation des rejets toxiques
Direction de l'expertise scientifique
Ministère de l'Environnement du Québec

Le ministère de l'Environnement du Québec (Menviq) a récemment rendu publics deux documents concernant les critères de qualité de l'eau qu'il entend utiliser pour des fins de suivi de qualité et de protection des usages du milieu récepteur aquatique. Le Menviq a ainsi retenu des critères de l'eau pour plus de trois cents contaminants, pour la plupart des substances potentiellement nuisibles qui n'en possèdent pas encore.

Les critères de qualité de l'eau reflètent la meilleure information disponible jusqu'à présent sur les effets délétères d'un contaminant. L'utilisation de ses valeurs ne peut se faire sans l'application constance du "meilleur jugement professionel". Il est donc nécessaire que leurs utilisateurs connaissent les grandes lignes de leur fondement ainsi que leur cadre d'application.

Dans ce contexte, le présent exposé a pour but de donner les définitions des critères, d'expliquer leurs fondements scientifiques et surtout d'identifier leurs limites d'application tant techniques qu'administratives. L'emploi qu'en fait actuellement le Menviq sera aussi abordé.

Modification du procédé de combustion et des gaz à l'incinérateur de la Communauté urbaine de Québec

André Giguère
Consortium Roche-Lavalin

Texte non reçu au moment de mettre sous presse
Paper unavailable at time of printing

Interaction de mélanges de Bacillus thuringiensis et d'azinphosméthyle sur la tordeuse à bandes obliques, Choristoneura rosaceana Harris, (Lepidoptera:Tortricidae)

Alain Beaudoin(1), Charles Vincent(2), Jules Brodeur(1)
et Jean-Charles Côté(2).
(1) Université de Montréal, Département de Médecine du Travail et d'Hygiène du Milieu. C.P. 6128 Succursale A. Montréal, Québec. H3C 3J7
(2) Station de recherche, Agriculture Canada, Saint-Jean-sur-Richelieu, Québec. J3B 3E6

La tordeuse à bandes obliques, (Choristoneura rosaceana Harris Lepidoptera: Tortricidae), est un insecte indigène à l'Amérique du Nord qui s'attaque à des plantes de la famille des rosacées tels le pommier, le framboisier et le fraisier. Récemment, certaines populations de tordeuses à bandes obliques du Québec sont devenues résistantes aux insecticides de synthèse (Bellerose, 1992).

Bacillus thuringiensis var. kurstaki souche HD-1 (Bt) est une bactérie sporulante qui produit un cristal parasporal, pathogène pour certaines larves de Lépidoptères. Ce cristal est l'ingrédient actif d'une nouvelle génération d'insecticides biologiques. L'application de mélanges à faibles doses d'insecticides biologiques et d'insecticides synthèse, ayant des modes d'action différents, permettrait de réduire les dommages causés aux fruits tout en limitant les impacts sur l'environnement et la santé publique.

Des larves de tordeuses à bandes obliques ont été élevées sur une diète Pinto dans une chambre de croissance à 21°C et 40% d'humidité relative avec un ratio 16:8 de lumière et noirceur. Plusieurs générations de larves ont été nécessaires afin d'obtenir une population de 800 individus de tordeuses à bandes obliques de troisième et quatrième stades pour faire le bioessai. Les cristaux de Bt ont été purifiés par centrifugation sur un gradient de sucrose. Le bioessai consistait en une grille de seize combinaisons différentes de Bt et de Guthion. Quarante-huit larves ont été déposées sur des disques de nitrate de cellulose comprenant l'une ou l'autre des seize combinaisons. La mortalité des larves a été évaluée à toutes les 24 heures pendant six jours. La surface ingérée des disques de nitrate de cellulose a été mesurée avec un analyseur d'image développé par Panneton et Drummond (1991). Une analyse statistique (procédure CATMOD, SAS 1986) a été faite afin d'évaluer les interactions possibles entre diverses concentrations de Bt et de Guthion.

Il existe une différence statistiquement significative au niveau de la consommation des disques entre les traitements au Bt et au Guthion. La mortalité due au mélange Bt et Guthion était significative ($p<0.05$) à partir de 24 heures après l'ingestion du mélange. L'interaction statistique ne peut cependant être expliquée avant 72 heures puisque la mortalité due au Bt ne survient que 72 heures après l'ingestion. Le mélange de Bt et de Guthion cause une interaction de type synergique avec des combinaisons suivantes: 0.5Bt X 0.01Gut (39.5% de mortalité) et 0.1Bt X 0.1Gut (85.1% de mortalité) et une interaction de type

antagoniste avec des combinaisons: 1Bt X 0.1Gut (54.1% de mortalité) et 0.5Bt X 0.1Gut (61.7% de mortalité). Ces résultats sont comparables à ceux obtenus par Benz (1971).

Certaines formulations commerciales de Bt, tels le Dipel et l'Envirobac, sont homologuées pour le contrôle de la tordeuse à bandes obliques dans les vergers commerciaux. Soulignons toutefois que, présentement, le mélange Bt-Guthion n'est pas encore homologué par la Direction des pesticides d'Agriculture Canada. Il est à espérer que des travaux comme celui-ci pourront permettre l'homologation de formulations commerciales hybrides à bases de Bt et de Guthion.

Références

Benz G. 1971. Synergism of micro-organisms and chemical insecticides. In H.D. Burges et N.W. Hussey. Eds. Microbial control of insects and mites. Academic Press Inc. New York. p. 327-355

Bellerose S. 1992. Résistance de la tordeuse à bandes obliques, Choristoneura rosaceana (Lepidoptera: Tortricidae), à des insecticides synthétiques et essais d'un nouvel insecticide: l'huile de neem (Azadirachta indica Meliaceae). Mémoire de maîtrise. Université de Montréal. Département de Sciences Biologiques (en préparation).

Panneton B. et L. Drummond. 1991. Digital analysis of spray samples. Appl. Engineer. Agric. 7: 273-278.

SAS Institute Inc. 1986. SAS User's Guide: Statistics, Cary NC, USA. 956p.

Modèle Chimiotox

Gaétan Duchesneau
Équipe d'intervention du Saint-Laurent

Texte non reçu au moment de mettre sous presse
Paper unavailable at time of printing

Réduction des émissions de HAP et relation avec le B(a)P dans l'air ambiant, à l'usine Soderberg à goujons horizontaux, Jonquière Québec, (1985-1991).

Michel Allaire
Société d'Électrolyse et de Chimie Alcan
C.P. 1500, Jonquière, Québec, G7S 4L2

Au Québec, la production d'aluminium de première fusion utilisant le procédé Soderberg à goujons horizontaux, est une source significative d'émissions de HAP à l'atmosphère.

Suivant l'application, amorcée en 1984, d'un programme de réduction des émissions de HAP à l'usine de Jonquière, une réduction de 76% s'en est suivie, pour la période de 1985 à 1991.

Effectif depuis 1985, un programme d'échantillonnage de l'air ambiant permet de suivre l'évolution des niveaux de HAP en zones urbaines. Pour le suivi des HAP dans l'air ambiant, le B(a)P est utilisé comme indicateur. L'échantillonnage des HAP particulaires se fait deux (2) fois par semaine, par l'emploi d'échantillonneurs à grand débit munis de filtres en fibres de verre.

Les niveaux moyens annuels de B(a)P dans l'air ambiant sont pour 1991, de 0,8 à 2,7 ng/m^3 et répondent des améliorations apportées depuis 1984.

Cette affiche démontre la représentativité du réseau d'échantillonnage des HAP en périphérie du site industriel.

1- La tendance à la baisse des niveaux de B(a)P sur l'un et l'autre des sites d'échantillonnage est statistiquement significative.

2- Une relation est établie entre les concentrations de B(a)P mesurées dans l'air ambiant et la réduction des niveaux de HAP émis par la source industrielle.

3- Comme prévu, une relation statistique significative existe entre la fréquence des vents qui influencent les sites d'échantillonnage et les niveaux de B(a)P mesurés dans l'air ambiant.

L'examen des niveaux de HAP mesurés dans l'air ambiant, montre que les résultats ont une répartition asymétrique et qu'ils suivent plutôt une distribution lognormale.

Régénération thermique des sables de fonderie par le procédé Gaz-Contact

par

M. Benali, Z.N. Mao, C. Guy & J. Chaouki
École Polytechnique, Département de Génie Chimique
C.P. 6079, Succ. "A", Montréal, Québec, H3C 3A7

Le problème de pollution de la nappe phréatique par la dégradation des déchets solides (sables de fonderie, anodes de carbone, ...) et des boues (huiles solubles usées, schistes bitumineux, ...) a atteint une phase critique. Au milieu de ces déchets solides, les sables de fonderie constituent un danger pour l'environnement. En effet, le sable est utilisé en fonderie pour la fabrication des moules et noyaux avec l'adjonction d'un ou plusieurs liants organiques contenant des produits toxiques tels le phénol, le formaldéhyde, les amines ou des composés acides. Parmi les procédés de traitement thermique existants, le procédé Gaz-Contact constitue une alternative prometteuse pour la régénération de ces sables de fonderie. L'aspect original de ce procédé consiste en l'alimentation continue et directe du sable finement divisé au sein d'une flamme issue de la combustion du gaz naturel. Ce sable est introduit coaxialement dans un brûleur à contre-rotation utilisant l'air comprimé comme comburant. Dans ce brûleur, l'air nécessaire à la combustion est introduit par deux séries d'orifices tangentiels alors que le gaz naturel arrive radialement.

Afin de réaliser l'incinération de la résine enrobant le sable, une unité gaz-contact, de puissance nominale égale à 58 kW, a été construite. Cette unité est constituée principalement d'un brûleur à contre-rotation disposé sur un four de diamètre intérieur égal à 0.2m et de hauteur égale à 2m. Les parois internes de ce four sont garnies d'une couche de réfractaire de 80mm d'épaisseur.

L'analyse du processus d'incinération de la résine montre clairement que le taux de conversion de la résine varie remarquablement avec le taux d'aération au brûleur. A une puissance au brûleur fixée, le taux de conversion de la résine croît avec le taux d'aération jusqu'à une valeur optimale au delà de laquelle il décroît. Pour les expériences réalisées à taux d'aération inférieur au taux optimal, les différentes analyses des fumées ont montré que la quantité d'oxygène était suffisante pour que la résine soit totalement éliminée. Au delà de la valeur optimale du taux d'aération (1.48), le taux de conversion de la résine diminue; ceci est dû principalement à la diminution de la température des fumées provoquée par l'excès d'air.

Réduction des émissions de COV dans l'industrie du meuble

par

Michel Bouchard, ing.
Centre de recherche industrielle du Québec (CRIQ)
333, rue Franquet
Sainte-Foy (Québec)
G1V 4C7

En raison de leurs divers effets néfastes, les émissions de composés organiques volatils (COV) font l'objet de diverses réglementations un peu partout à travers le monde. Au Québec, et plus particulièrement sur le territoire de la Communauté urbaine de Montréal (CUM), les fabricants de meubles doivent se soumettre au règlement 90 de la CUM adopté en août 1987, qui stipule que toutes les entreprises ayant des activités d'application et de séchage de peinture, de vernis, d'encre ou de résine doivent réduire leurs émissions de solvants organiques volatils (COV) de 90% ou à moins de 5 kg par heure par usine.

L'Association des fabricants de meubles du Québec (AFMQ) désire venir en aide à ses membres aux prises avec des problèmes d'émissions de COV, dans les opérations de finition de leurs meubles. Elle recherchait à l'aide d'une étude les moyens de réduire les émissions de COV produites par l'industrie québécoise du meuble.

Il existe de nombreux moyens pour réduire les émissions de COV. Ces moyens sont tous reliés, soit à l'utilisation de produits de finition, soit aux équipements d'application, soit aux systèmes de destruction.

Lors de la présente étude, toutes les solutions permettant de réduire les émissions de COV dans l'industrie québécoise du meuble ont été identifiées et analysées. Cette recherche exhaustive permet de constater qu'il n'existe pas de solution unique et idéale, à la fois sur les plans technique et économique.

Pour les usines ayant des émissions de COV qualifiées de moyennes ou faibles (entre 5 et 25 kg par heure), la mise en application d'une solution ou d'un amalgame de solutions peut leur permettre, selon toute vraisemblance, de réduire leurs émissions à moins de 5 kg par heure. Pour ces usines, il est impossible de préconiser une solution universelle. Chaque usine est un cas d'espèce, ayant des caractéristiques particulières, telles le type de meubles fabriqués, le type de fini recherché, le volume de production, l'aménagement actuel de l'usine, la capacité d'adaptation du

personnel face aux changements, etc.. De plus, la formulation des produits de finition et les spécifications des équipements d'application doivent être adaptées en fonction des besoins particuliers de chaque usine.

Il n'est pas du tout évident que les solutions trouvées et jugées économiquement acceptables pour les usines produisant de faibles ou moyennes émissions de COV puissent permettre aux usines qui en produisent plus de 25 kg par heure d'arriver à réduire leurs émissions à moins de 5 kg par heure. Pour ces usines, la solution techniquement idéale serait l'utilisation de robots d'application, permettant une recirculation de l'air et une concentration des émissions de COV, pour ensuite diriger l'air vicié et concentré en COV vers un incinérateur thermique avec récupération d'énergie, où les COV sont détruits à 95% et plus. Mais une telle solution est évidemment très dispendieuse pour une seule usine, assez même pour compromettre sa survie. Par contre, cette solution pourrait être rentabilisée par un regroupement de manufacturiers de meubles, et confiant la finition de leurs meubles au même sous-traitant, telle que cela est déjà pratiquée en Europe.

Qu'il s'agisse d'utiliser un nouveau type de produits de finition ou un nouvel équipement ou système d'application, il est recommandé de faire affaire, dans la mesure du possible, avec un fournisseur sérieux, dynamique et déjà présent sur le marché québécois.

Dans le domaine des produits de finition, comme dans celui des équipements d'application et d'irradiation UV en trois dimensions, beaucoup de développements sont en cours présentement et il serait tout indiqué de favoriser les échanges entre les fabricants québécois de meubles d'une part, et les fournisseurs d'équipements et de produits, d'autre part.

CONTROLE DES ÉMISSIONS ORGANIQUES DE LA FABRICATION DU PAPIER BITUME

Jean J.O. Gravel, Gérard Gosselin
et
Guy Drouin

Biothermica International Inc.
Montreal H4B 2M5
Canada

RÉSUMÉ

Un appareil d'incinération régénérative pour traiter les émissions organiques provenant d'un saturateur à papier bituminé à l'asphalte , a été installé en 1990 à l'usine de la compagnie **CASCADES** à Joliette (Qc) par **BIOTHERMICA**. Par la suite , **CASCADES** et **BIOTHERMICA** ont effectué , avec le support financier d'**ENVIRONNEMENT CANADA** , une évaluation technique et économique de l'installation ainsi que du procédé d'épuration qui trouvait là , sa première application pour ce type d'émission.(1)

Douze essais ont permis de caractériser les émissions à l'entrée et à la sortie de l'épurateur, et d'en déterminer l'efficacité de destruction ainsi que le rendement thermique.

En opération normale , le saturateur dégageait 3,5 à 3,9 kg de composés organiques par tonne de papier asphalté produit. Le taux d'émission (g/h) était peu affecté par la vitesse du saturateur. Les émissions contenaient en poids , à peu près 30% d'aliphatiques , 20% de composés organiques volatils (COV) et 0.05% d'hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP).

Les rendements moyens de destructions des composés organiques étaient de 94,9% pour les aliphatiques totaux , de 93,6% pour les COV et de 88,3% pour les HAP. La destruction des organiques totaux n'a pu être déterminée à cause d'incertitudes des données analytiques. On a estimé un rendement de destruction global de 95% sur la base de celui des aliphatiques. Les organiques totaux rejetés à la sortie de l'épurateur était approximativement de 1/1000 du seuil alloué par le règlement du Québec.(2) Le seul produit cancérigène trouvé dans les émissions du saturateur : le benzo (a) pyrène , a été complètement éliminé par l'incinérateur.

Les bilans de carbone et d'énergie pour l'incinérateur ont pu être équilibrés en assumant des teneurs en composés organiques basées sur les aliphatiques totaux plutôt que sur les résultats d'analyse des organiques totaux. Les bilans ont confirmé une destruction moyenne de 95% des composés organiques et une rendement énergétique de 90%. La consommation moyenne de gaz naturel , comme combustible d'appoint, était de 2,35 m^3 par 1000 Nm^3 de fumées traitées.

Le coût total de traitement de ces émissions par l'incinération régénérative a été estimé à $ 7,10 par tonne de produit fini , pour un régime de production de 4000 heures par an. Ce coût est sensiblement inférieur à ceux des autres procédés d'épuration disponibles soit de 13% pour l'incinération thermique et de 28% pour l'incinération catalytique.

En résumé l'évaluation a démontré que l'incinération régénérative permet une destruction maximale des composés organiques nocifs avec une consommation minimale d'énergie d'appoint. De plus , le procédé n'est pas sujet aux dérangements dus à la présence de contaminants soufrés ou aux dépassements de température qui sont à craindre avec les deux autres procédés. Le domaine d'application s'étend à toutes les industries qui ont à évacuer des vapeurs toxiques ou odoriférantes très diluées dans l'air de séchage.

REFERENCES

1. "Contrôle des émissions organiques de la production de papier asphalté par l'incinérateur régénératif"
   Rapport de projet par Cascades Joliette Inc. et Biothermica International Inc. Montréal
   Environnement Canada - Conservation et Protection - Région de Québec
   Janvier 1992 - à paraître

2. Loi sur la qualité de l'environnement du Québec. LRQ , Q-2 , r.20 , Art.15.

L'IIMPORTANCE RELATIVE DES SOURCES DES HAP DANS LE FLEUVE SAINT-LAURENT

par

Thao Pham, Ken Lum et Claire Lemieux
Environnement Canada
Centre Saint-Laurent
105, Rue McGill, 4e étage
Montréal (Québec)
H2Y 2E7

Des échantillons d'eau et de matières en suspension sont prélevés selon la méthode lagrangienne dans le fleuve Saint-Laurent entre Cornwall et Québec pendant la période 1990-91. Ces échantillons sont par la suite analysés pour les hydrocarbures aromatiques polycycliques.

À Québec, les concentrations de 12 composés de HAP mesurées dans l'eau et dans les matières en suspension totalisaient 29,02 $\mu g/m^3$ en août 1990 et 51,68 $\mu g/m^3$ en octobre 1990. La charge totale des HAP à Québec en août et en octobre 1990 s'élevait à 10,71 kg/j et 34,94 kg/j respectivement. Aucune corrélation ne semble exister entre les HAP mesurés dans la phase dissoute et ceux mesurés dans la phase particulaire.

Une estimation des sources relatives des HAP dans le fleuve Saint-Laurent est établie à partir des données de 1990. Les résultats indiquent que la principale source des HAP est le dépôt atmosphérique, contribuant en moyenne de 50 à 60 % de la charge totale des HAP mesurée à Québec. Pendant l'automne, le dépôt atmosphérique est responsable d'environ 75 % de la charge des HAP dans le fleuve, tandis qu'en été cette proportion diminue à 20 %.

Les autres sources des HAP dans le Saint-Laurent sont : l'apport des tributaires et des Grands Lacs (30 à 45 %) et les effluents des usines prioritaires visées par le Plan d'action Saint-Laurent (2 à 5 %).

Le phénanthrène est le composé de HAP le plus commun et représente en moyenne de 30 % à 50 % de la charge des HAP totaux mesurée dans le fleuve et dans les tributaires. En ce qui concerne les industries, le phénanthrène compte pour 18 % de la charge des HAP totaux.

PRÉSERVATION DU BOIS: problèmes de sols contaminés

par

Pierre Sylvestre[1] *et al.*

[1]: Centre St-Laurent, 105 rue McGill, 4ième étage, Montréal, Québec, H2Y 2E7

Le domaine de la préservation du bois représente un secteur important de l'industrie forestière. En effet, pour prévenir la pourriture du bois et l'attaque d'insectes, on a recours à des traitements chimiques en profondeur afin de prolonger la durée de vie utile du bois. Depuis 1985, sur les quatre substances différentes utilisées par l'industrie de la préservation du bois au Canada, le pentachlorophénol (PCP) et la créosote sont les plus couramment employés. Des solutions contenant de 3 à 6% de PCP dans de l'huile de pétrole sont utilisées pour le traitement des poteaux de lignes électriques et téléphoniques alors que des solutions de créosote pures ou mélangées à parts égales avec de l'huile de pétrole servent pour le traitement des dormants de chemin de fer.

Il existe une cinquantaine d'usines de préservation du bois au Canada et certaines datent de plus d'un demi-siècle. Au Québec, sur les onze usines de préservation du bois en opération, quatre utilisent du PCP dans leurs procédés de traitement alors que deux emploient de la créosote (pouvant contenir de 10 à 70% d'hydrocarbures aromatiques polycycliques, HAP). Les industries de préservation du bois utilisent des procédés d'imprégnation qui génèrent des problèmes potentiels de contamination du sol (autour des réservoirs d'entreposage des solutions et des condensats, près des réservoirs de traitement (autoclaves) et dans les zones d'entreposage du bois traité). Le PCP est une substance reconnue pour sa toxicité (LD_{50} < 0,25 g/kg pour les rats) et son potentiel cancérogène. Quant aux HAP, plusieurs sont reconnus comme étant des agents mutagènes et cancérogènes.

Un projet conjoint impliquant le Centre St-Laurent d'Environnement Canada, l'École Polytechnique de Montréal et l'Institut de recherche en biotechnologie a été initié en 1990 afin d'étudier deux sites de préservation du bois au Québec. Un programme en deux phases a été élaboré pour, premièrement, caractériser les polluants prioritaires présents dans des échantillons de sol prélevés aux deux sites et, deuxièmement, déterminer la faisabilité d'un traitement physico-chimique pour décontaminer ces sols.

Six échantillons ont été prélevés à 30 cm dans le sol dans trois zones cibles: près des réservoirs des condensats, dans la zone d'entreposage final du bois traité au PCP et dans une forêt à 1 km de chaque site. Les échantillons de sol ont été analysés en détail (huiles et graisses, métaux lourds et polluants prioritaires). Par la suite, des tests d'efficacité d'extraction ont été réalisés en laboratoire à l'aide de divers solvants (eau, eau basique, lignosulphonates, effluent de procédé Kraft, méthanol et isopropanol) sur les échantillons prélevés dans les zones d'entreposage des poteaux traités au PCP. Enfin, des essais de photodéchloration ont été effectués à partir des extraits aqueux obtenus par extraction afin de réduire ou d'éliminer la toxicité du PCP.

BAREME D'EFFETS ECOTOXIQUES POTENTIELS (BEEP): UN INDICE POUR EVALUER ET COMPARER LE POTENTIEL TOXIQUE DES EFFLUENTS INDUSTRIELS

Par

Georges Costan, Norman Bermingham et Christian Blaise
Centre Saint-Laurent, Environnement Canada
105 rue McGill, Montréal, Québec,
Canada H2Y 2E7

Un indice permettant d'évaluer et de comparer le potentiel toxique des effluents industriels a été développé pour les besoins de la gestion environnementale. Cet indice intègre: 1) les résultats de différents tests de toxicité aquatique de dépistage (test Microtox, test d'inhibition de croissance d'une population algale de *Selenastrum capricornutum*, tests de létalité et d'inhibition de la reproduction avec le crustacé *Ceriodaphnia dubia*, test de génotoxicité avec le SOS Chromotest), 2) la persistance de la toxicité (reprise des tests sur un échantillon d'effluent soumis à une étape de biodégradation durant 5 jours), 3) le caractère (multi)spécifique de l'agression toxique (nombre d'espèces aquatiques affectées par l'effluent), et 4) le débit de l'effluent (en m^3/heure). L'ensemble est exprimé par une valeur sur une échelle logarithmique variant de 0 à 10. La structure mathématique de l'indice est suffisamment flexible pour permettre l'ajout ou le retrait éventuel de certains tests.

La stratégie d'évaluation et de comparaison du potentiel toxique des effluents repose principalement sur l'emploi d'un ensemble de bioessais utilisant divers organismes (e.g. bactéries, algues, crustacés) représentatifs de plusieurs niveaux trophiques (décomposeurs, producteurs primaires, consommateurs) et permettant d'analyser plusieurs niveaux et types de toxicité (létalité aiguë et/ou chronique, sublétalité aiguë et chronique). Le nombre de bioessais utilisés doit être suffisant pour dépister un éventuel impact toxique sur l'une ou l'autre des composantes du réseau trophique, sans pour autant produire une redondance dans l'information. Cette stratégie couplée à une détermination de la persistance de la toxicité (représentative du devenir de la toxicité dans l'environnement), à une évaluation du degré plus ou moins spécifique de l'impact toxique (représentative de l'étendue écologique de cet impact), ainsi qu'à la mesure du débit de l'effluent (permettant de raisonner en termes de charge toxique), constitue une première tentative pour réunir divers concepts écotoxicologiques fondamentaux dans un outil de travail simple, pratique et utile. Le mode d'expression de l'ensemble des résultats sous forme d'une unique valeur sur une échelle permet d'identifier rapidement et sans ambiguïté les usines dont le potentiel toxique est maximal et facilite la diffusion auprès du grand public habitué à ce type d'information synthétique (par exemple, échelle de Richter, échelle de pH). De plus, l'application du BEEP peut s'étendre à d'autres objectifs tels la gestion des effluents à l'intérieur d'une usine ou le contrôle temporel de la toxicité des effluents.

Mesure de l'activité Oxygénase à Fonction Mixte chez le meunier noir mis en cage et exposé *in situ* à un mélange d'effluents industriels dans le fleuve Saint-Laurent

Jacques Bureau (1), Anne Marie Prud'homme (2) et Paule Vasseur (3)

1. Environnement Canada, Centre Saint-Laurent, Longueuil, Qc. (Canada)
2. Analex Inc., Laval, Qc. (Canada)
3. Centre des Sciences de l'Environnement, Université de Metz, Metz (France)

Dans le but d'évaluer les effets des effluents industriels sur les populations de poissons, une expérience a été réalisée à deux reprises *in situ* dans la région du lac Saint-Louis, Québec, connue pour être le siège d'une contamination importante par les Polychlorobiphényles (PCB), les hydrocarbures aromatiques polycycliques (PAH) et les métaux lourds. Quatre-vingt seize (96) meuniers noirs (*Catostomus commersoni*) ont été échantillonnées en amont (48) et en aval (48) du complexe industriel de Beauharnois. Les poissons capturés en amont ont été subdivisés en deux sous-groupes égaux, puis mis en cages pour moitié en amont, et pour moitié en aval. La même répartition a été appliquée pour les poissons capturés en aval. Après une exposition de 5 jours, deux activités enzymatiques du système oxygénase à fonction mixte ont été déterminées au laboratoire.

Les résultats ont permis de mettre en évidence l'induction d'une activité EROD (ethoxyrésofurine-O-dééthylase) chez les poissons transférés de l'amont vers l'aval, et une réduction des l'activité AHH (Aryl Hydrocarbone Hydroxylase) chez les poissons transférés de l'aval vers l'amont. L'activité EROD chez les poissons transférés de l'aval vers l'amont est demeurée stable. La cinétique d'induction et de recouvrement des activités enzymatiques chez les populations naturelles de l'espèce étudiée, exposées à des effluents contaminés, ainsi que l'approche utilisant le confinement en cage, seront présentées et discutées.

An Integrated Process for the Treatment of Heavy Metal Contaminated Soils

Presented by

Derek Hall
Tallon Metal Technologies, Inc.
110 Leacock Road, Pointe Claire, P.Q.

Tallon Metal Technologies Inc. supplies technology for soil decontamination/site remediation which integrates standard mineral processing unit processes, commonly referred to as soil washing, with physical and chemical organics separation and metal extraction/ recovery technologies.

Tallon's technologies are based on patented and proprietary hydrometallurgical metal extraction and recovery processes which employ both soluble metal extractant chelating lixiviants and high affinity metal selective adsorbents, termed Vitrokele™.

Tallon has demonstrated that results of both soil washing and metal extraction can be enhanced through the application of a fully integrated process, which effectively improves the results obtainable by soil washing alone. This approach also effectively decreases overall costs that would be generated through separate application of soil washing and metal extraction and reduced overall water consumptions.

The ability to employ high affinity chelating Vitrokele™ adsorbents has permitted the use of a range of lixiviant systems for metal extraction, selected for soils decontamination primarily on the basis of their freedom from toxicity, freedom of environmental persistence, low cost and process compatibility with other treatment technologies, especially soil washing/volume reduction and biological treatments, while ensuring high yield target metal extraction and low residual toxic metal levels in the processed soil.

Tallon's process permits the physical separation of hydrocarbons into a volume-reduced concentrate thereby permitting a more effective and cost-efficient companion technology approach for the final organics destruction, e.g. by biological or thermal processes.

Tallon is currently at the full scale economic demonstration phase of the commercialisation of its technology, with co-funding from the Ontario Ministry of the Environment. This program includes complete on-site 50 ton per day testing for a variety of contaminated soils (leachate toxic, above residential and commercial guidelines and organic/metal mixed contamination).

Tallon has already secured commercial contracts for full scale use of its technology. Vitrokele™ technology has been used commercially in other applications for more

than five years and has been proven to be both technically robust and economically attractive by various end users by various independent industry consultants and engineers.

Un Procédé Intégré pour le Traitement des Sols Contaminés par des Métaux Lourds

Présenté par

Derek Hall
Les Technologies de Métaux Tallon, Inc.
110 rue Leacock, Pointe Claire, P.Q.

Les Technologies de Métaux Tallon Inc. offre une gamme de techniques de décontamination des sols et de restauration des sites qui intègre des procédés de traitement des minéraux standard, couramment appelé lavage des sols, à la séparation physique et chimique des produits organiques, et l'extraction et à la récupération des métaux.

La technologie de Tallon est fondée sur des procédés d'extraction et de récupération hydrométallurgiques brevetés et déposés qui recourent aussi bien aux agents chélateur lixiviants extracteurs de métaux solubles qu'aux adsorbants ayant une grande affinité sélective pour les métaux, technologie connue sous le nom de Vitrokele.

Tallon a démontré que les résultats du lavage des sols et de l'extraction des métaux peuvent être améliorés par l'application d'un procédé totalement intégré, qui améliore réellement les résultats obtenus par le lavage du sol uniquement. Également, cette méthode réduit vraiment les coûts globaux provenant de l'application séparée du lavage des sols et de l'extraction des métaux, et diminue également la consommation totale d'eau.

La possibilité d'employer les adsorbants chélateurs à affinité élevée Vitrokele[MC] a permis d'utiliser une gamme de systèmes lixiviants pour l'extraction de métaux, choisis pour la décontamination des sols principalement en raison de leur absence de toxicité, de leur discrétion dans l'environnement, de leur faible coût et de la compatibilité du procédé avec d'autres technologies de l'environnement, notamment le lavage des sols, la réduction de volume et les traitements biologiques, tout en assurant une extraction importante des métaux visés et des concentrations résiduelles de métaux toxiques minimes dans le sol traité.

Le procédé de Tallon permet la séparation physique des hydrocarbures dans un concentré au volume réduit; il est ainsi possible de recourir à une technique d'appoint efficace et rentable pour la destruction finale des produits organiques, par exemple par des procédés biologiques ou thermiques.

Tallon en est présentement à la pleine phase de démonstration économique de la commercialisation de sa technologie, grâce à un cofinancement du ministère ontarien de l'Environnement. Ce programme comprend des

tests sur place sur 50 tonnes par jour de divers sol contaminés (produits toxiques de lixiviation, normes environnementales résidentielles et industrielles ainsi que contamination mixte par des produits organiques et des métaux).

Tallon détient déjà des contrats commerciaux pour la pleine utilisation de sa technologie. La technologie Vitrokele[MC] est utilisée commercialement dans d'autres applications depuis plus de cinq ans, et elle s'est révélée à la fois robuste sur le plan technique et attrayante sur le plan économique, comme ont pu le constater différents utilisateurs finals, consultants et ingénieurs indépendents oeuvrant dans le domaine de l'industrie.

RESTAURATION DU DÉPOT DE PNEUS INCENDIÉS DE SAINT-AMABLE

par

Guy Desmarais
Ministère de l'Environnement du Québec
3900, rue de Marly
Sainte-Foy (Québec)
G1X 4E4

François Thériault et Jean Halde
D'aragon, Desbiens, Halde Ass. Ltée
800, boul. René-Lévesque ouest
Montréal (Québec)
H3B 1Z1

Le 16 mai 1990, un incendie ravageait le dépôt de pneus hors d'usage de Saint-Amable sur une superficie de 3 hectares. Ce dépôt, qui comptait plusieurs millions de pneus, était considéré comme l'un des plus importants au Québec.

Une étude de caractérisation effectuée à l'été de 1990 a mis en évidence la contamination de divers milieux suite à l'incendie et a permis de déterminer que l'amas de matériaux constitués de pneus, de résidus de combustion, de ferrailles et de sable de recouvrement, occupait un volume de 40 000 m^3. De plus, les bassins d'interception et les fossés périphériques entourant le dépôt pouvaient contenir jusqu'à 6 000 000 de litres d'eau de surface.

Compte tenu de l'énorme quantité de résidus solides et liquides accumulés sur place, de la proximité du ruisseau Parent et de la faible profondeur à laquelle on retrouve la nappe phréatique, le dépôt de pneus incendiés de Saint-Amable est classé dans la catégorie 1 des lieux contaminés GERLED en raison d'un potentiel de risque élevé pour l'environnement.

Le dépôt de pneus incendiés de Saint-Amable étant classifié comme un lieu orphelin, le ministère de l'Environnement du Québec a agi comme responsable dans les différentes étapes qui ont mené à la restauration du terrain.

L'ensemble du programme de restauration sera réalisé en deux phases. La première phase a été terminée vers la mi-décembre 1991. Cette phase a consisté en la restauration complète du dépôt incendié, à l'exception des sols fortement contaminés qui ont été excavés et entreposés sur place de façon sécuritaire. Ces sols contaminés seront gérés au cours de la seconde phase qui devrait qui devrait débuter en 1992.

Dès le début de l'incendie, le MENVIQ a entrepris un programme d'intervention comportant les étapes suivantes:

- Sécurisation du site en mai 1990, à l'aide d'un système de fossés et de bassins d'interception servant à recueuillir les eaux de ruissellement et les huiles de combustion.
- Étude hydrogéologique du site réalisée par la firme FONDATEC inc. en juin 1990.
- Étude de caractérisation détaillée effectuée par la firme TECSULT inc. entre juillet 1990 et décembre 1990.
- Scénarios de restauration élaborés par la firme TECSULT inc. entre janvier 1991 et mars 1991.
- Choix par le MENVIQ du plan de restauration présenté à la municipalité de Saint-Amable le 6 mai 1991.

- Plans et devis préparés par la firme D'ARAGON, DESBIENS, HALDE ASSOCIÉS LTÉE en juin et juillet 1991.
- Élaboration et publication d'un appel d'offres public par le MENVIQ pour les travaux de restauration en juillet 1991.
- Choix de l'entrepreneur par le MENVIQ en août 1991.
- Signature d'un contrat entre MENVIQ et L.A. HÉBERT LTÉe de Saint-Constant en septembre 1991.
- Travaux de restauration de la phase 1 par l'entrepreneur L.A. Hébert Ltée et la surveillance des travaus par D'ARAGON, DESBIENS, HALDE ASSOCIÉS LTÉE.

Les travaux de la phase 1 se sont déroulés du 20 septembre au 14 décembre 1991. Ils comprenaient différentes activités reliées à la nature des matériaux contaminés. Ainsi le sable propre, les pneus et la ferraille ont été récupérés et recyclés. Les sols contaminés et les résidus de combustion ont été excavés, récupérés, et éliminés de façon sécuritaire. La phase 1 a donc permis d'enrayer la source de contamination susceptible d'affecter la nappe d'eau souterraine et d'éliminer le danger d'une reprise du feu. Un suivi environnemental a permi de vérifier la conformité des mesures de restauration. D'autre part, les sols fortement contaminés sont entreposés en deux tas totalisant 16 000 m^3. Ils seront gérés au cours de la deuxième phase prévue pour 1992.

Le coût des travaux de la phase 1 s'élève à environ 4,5 millions de dollars. Ces coûts sont défrayés par les deux gouvernements, en vertu de l'entente fédérale-provinciale sur l'assainissement des lieux contaminés orphelins à risques élevés.

DÉMARCHES D'ÉVALUATION ÉCOTOXICOLOGIQUE APPLICABLES EN GESTION ENVIRONNEMENTALE

par

Claude THELLEN et Louis MARTEL

Ministère de l'Environnement du Québec
Direction des laboratoires
360, rue Franquet, bureau 40, Sainte-Foy, Qc. G1P 4N3

On reconnait de plus en plus que la dégradation des écosystèmes résulte d'une succession d'événements mettant en relation la présence d'agents causals (substances toxiques ou autres), l'exposition de composantes biologiques ainsi que l'apparition d'effets plus ou moins réversibles.

A l'égard de certains événements, les gestionnaires sont souvent aux prises avec une série d'observations et de mesures; ils doivent donc adopter une démarche critique et structurée, leur permettant de porter une jugement global et objectif sur une contamination effective ou potentielle. L'écotoxicologie constitue un des moyens de référence utilisable en gestion environnementale puisqu'elle s'intéresse aux répercussions des substances toxiques sur les composantes des écosystèmes.

L'objet de cette communication concerne l'utilité des démarches écotoxicologiques comme support à la gestion environnementale de différentes formes de pollution:

- Nous présentons d'une part les étapes requises pour générer une information écotoxicologique. Normalement, une information de ce type est développée en trois étapes: (1) activités exploratives, dans le but de bien cerner le problème à l'étude; (2) activités descriptives, dans le but de produire des données pertinentes; (3) activités d'évaluation, dans le but de traiter les données de façon systématique.
- D'autre part, différentes méthodes d'évaluation écotoxico-logique sont présentées en fonction du cadre méthodologique que nous avons précisé antérieurement, en insistant particu-lièrement sur les principes et sur les éléments décisionnels nécessaires à l'élaboration de chaque méthode d'évaluation.

Parallèlement à la présentation de ces démarches, un exemple d'application est présenté de façon à démontrer leur applicabilité en gestion environnementale.